J.F. Barr

Environment CANADA Environnement
0016388A VOL ISS 56 1985
EXC # 001
SK 471 C33
OCCASIONAL PAPER (CANADIAN WILDLIFE
SERVICE)
OOFF

Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario

Environment Canada
Environnement Canada

Canadian Wildlife Service
Service canadien de la faune

J. F. Barr[1]

Population dynamics of the Common Loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario

Occasional Paper
Number 56
Canadian Wildlife Service

Disponible également en français

[1] 91 Forest St., Guelph,
Ont. N1G 1J3.
Formerly on contract with
CWS, Ottawa, Ont. K1A 0E7.

Issued under the authority of the
Minister of Environment
Canadian Wildlife Service

©Minister of Supply and Services Canada 1986
Catalogue No. CW69-1/56E
ISBN 0-662-14411-2
ISSN 0576-6370

Design: Rolf Harder & Assoc.

Contents

4	Acknowledgements
4	**Abstract**
5	**Introduction**
6	**Study area and methods**
6	1. Determination of potential loon territories
7	2. Selection criteria
7	3. Turbidity measurements
7	4. Water-level fluctuations
8	5. Human disturbance
8	6. Specimen collection and analysis
9	**Results**
9	1. Water level and turbidity
12	2. Human disturbance
12	3. Mercury
16	**Discussion**
16	1. Effects of water-level fluctuations
17	2. Effects of turbidity
18	3. Mercury: its availability to, and accumulation in, loons
19	4. Sensitivity to mercury poisoning
19	5. Correlation of mercury in prey and reproduction in loons
19	6. Correlation of mercury levels with loon behaviour
20	7. Correlation of mercury with other toxicants
21	**Summary**
22	**Literature cited**

List of tables

9	Table 1. Frequency distribution of the annual maximum and minimum water level, expressed as a percentage of the total number of years recorded at five sites
10	Table 2. Maximum increases (I) and decreases (D) in water levels during May, June, and July at five sites along the Wabigoon–English River system
11	Table 3. Effects of water-level fluctuations and turbidity on the occupation and success of loon territories
13	Table 4. Loons that initiated clutches, hatched, or fledged chicks in four lake classes
14	Table 5. Mercury residues in fish, by study lake class
15	Table 6. Mercury levels (ppm wet wt) in loon tissues and eggs from northwestern Ontario
15	Table 7. Mercury (ppm) in selected tissues of adult loons (n = 37) and chicks (n = 10)
15	Table 8. The correlation (r) between total mercury and methylmercury for liver, muscle, and brain tissues and the correlations among these tissues for total mercury and methylmercury for adults and chicks

List of figures

6	Figure 1. Study area
10	Figure 2. Range of variations for the monthly high water level recorded every year for May, June, and July at five sites along the Wabigoon–English River system
10	Figure 3. Three days earlier, this loon's nest was 17 cm above water level
11	Figure 4. Percentage of nests predated or hatching under four combinations of water-level fluctuations and turbidity
12	Figure 5. The percentage success of potential territories in supporting loons to the stage of egg laying
13	Figure 6. Mercury levels in loons and prey species, and success of loons in four study lake classes

Abstract

Acknowledgements

The study was conducted under contract with the Canadian Wildlife Service. I am indebted to many people: in particular I wish to thank J.A. Keith, Canadian Wildlife Service, for the opportunity to carry out the research and for support throughout; John Williamson, Guy Winterton, Bob Williams and staff, Ontario Ministry of Natural Resources, Dryden and Kenora Districts for co-operation and logistic support; Barnie Lamm, Gimli, Manitoba, for co-operation and use of boats and facilities at Ball Lake; Joe Loon and Andy Keewatin, Grassy Narrows, for information about recent historical changes in the ecology of the Wabigoon–English River system; the McCords of Maynard Lake Lodge for hospitality and assistance; Joan Barr for encouragement, support, and typing; and colleagues who constructively criticised the manuscript. The Canadian Wildlife Service is most grateful to J. McIntyre for refereeing this manuscript.

Common Loons on lakes of the Wabigoon–English River system, northwestern Ontario, were adversely affected by unnatural, unpredictable water-level fluctuations and turbidity, and by mercury contamination. Extensive, man-induced water-level changes resulted in increased desertion and predation of clutches. Increasing turbidity resulted primarily in a decrease in the number of potential territories occupied. A strong negative correlation existed between the successful use of territories by breeding loons and mercury contamination. Results suggest that one can expect reductions in egg laying, and in nest and territorial fidelity at mercury concentrations ranging from 0.3 to 0.4 ppm in prey and from 2 to 3 ppm in adult loon brain and loon eggs. The effects of acid precipitation on the availability of mercury to loons through the food chain are discussed.

Introduction

This paper centres on the population dynamics of loons subjected to mercury contamination and/or unnatural water-level fluctuations and turbidity.

The restricted positioning of the loon's nest leaves it susceptible to flooding when water levels rise and more susceptible to predation when levels decline. Loons evolved in holarctic habitats offering numerous nesting lakes subject to the natural rhythm of annual water-level changes. This natural rhythm results in high water levels during the spring thaw, followed by gradually declining levels throughout the nesting season. Precipitation during this period seldom raises levels enough to flood nests and the lack of it seldom leaves nests stranded far from water. However, the manipulation of water levels for hydro-electric power or reservoir impoundment disrupts the natural rhythm and exaggerates the range of fluctuation. Extensive changes in levels and flow rates, as well as industrial effluent, contribute to deterioration of the aquatic environment, including increased turbidity.

Studies on mercury contamination in the Wabigoon and English River systems have suggested that fish-eating birds in general (Fimreite *et al.* 1971, Vermeer and Armstrong 1972), and the Common Loon (*Gavia immer*) in particular may be adversely affected by high levels of methylmercury accumulated from their diet (Fimreite and Reynolds 1973). Fimreite (1974) observed relatively few adult loons and noted the lack of juvenile loons in lakes of the Wabigoon drainage downstream from Dryden, compared to other nearby lakes. High levels of methylmercury were also found in bottom sediment (Armstrong *et al.* 1972), in tissues of aquatic invertebrates (Hamilton 1972), and in various fish species (Bligh 1970; Lockhart *et al.* 1972, 1973; Scott 1974; Bishop and Neary 1976) taken from the Wabigoon River system downstream from Dryden and from the English River system downstream from Maynard Falls.

The chlor-alkali plant at Dryden was considered to be the main source of waterborne mercury contamination in the Wabigoon and English River systems (Bligh 1970), with levels of methylmercury reaching 21.95 ppm (Fimreite and Reynolds 1973) in fish from Clay Lake, some 85 km downstream, and 5.25 ppm in those from Tetu Lake, 320 km downstream near the Ontario–Manitoba border. Levels of mercury in liver tissue of loons from Ball Lake reached 90.5 ppm and averaged 51.9 ppm in 1971 (Fimreite 1974).

Although the amount of mercury effluent entering the Wabigoon River from the chlor-alkali plant at Dryden was, supposedly, reduced in early 1970 from 95 g to 3 g per tonne of chlorine produced (plant capacity of 11 000 – 12 000 tonnes of chlorine per year), levels of mercury in the biota sampled downstream up to 1972 indicated that mercury was not being eliminated from the system by natural means as quickly as first thought (Armstrong and Hamilton 1973). According to Fimreite and Reynolds (1973), this may have been due in part to the oligotrophic conditions in the aquatic environments of the area, a view supported by studies in Sweden (Jernelov *et al.* 1975), and in the United States (D'Itri *et al.* 1971, Kleinert and Degurse 1972).

High levels of mercury were not only found in those parts of the Wabigoon and English River systems directly affected by effluent from the chlor-alkali plant at Dryden but also in other lakes in the study area. Those lakes are on the Wabigoon River upstream from the dam at Dryden and on the English River upstream from Maynard Falls. Other lakes in the area that are entirely independent of the Wabigoon and English Rivers are also affected. These elevated levels of mercury are reflected in the fish sampled (see Bishop and Neary 1976). Sources of mercury in lakes not subject to waterborne contamination from the Dryden Plant are not known but may be natural, airborne, or both (Fimreite and Reynolds 1973). High levels of naturally occurring mercury associated with mineral deposits, particularly greenstone belts, are common in northwestern Ontario (Jonasson and Boyle 1972, Allan *et al.* 1974). Jernelov *et al.* (1975), Madsen (1981), and Brosset (1982) discuss the probable broad (global) atmospheric dispersion of mercury from natural and industrial sources. Whether the source is natural or industrial, originates locally or from global atmospheric distribution, the availability of mercury to the aquatic food chain is increased by acid precipitation. The relatively low numbers of fish-eating birds observed along those parts of the river system containing potentially hazardous levels of mercury contaminants suggest a possible link between these two factors.

Study area and methods

The study area encompassed approximately 50 000 km² centred on the drainage basin of the Wabigoon–English River system (Fig. 1). I selected 34 lakes, containing a total of 222 potential territories, and divided them into four classes (C) as follows:

C1 consisted of 6 lakes (54 potential territories) downstream from the source and directly in the path of waterborne mercury from the Wabigoon River at Dryden. Aquatic invertebrates, fish, and fish-eating birds in these lakes contained high levels of methylmercury.

C2 consisted of 6 lakes (17 potential territories) on or adjacent to the Wabigoon–English River system, out of the flow of waterborne mercury but directly accessible to fish from C1. In all cases streams flowed from lakes of C2 downstream into areas of higher mercury contamination.

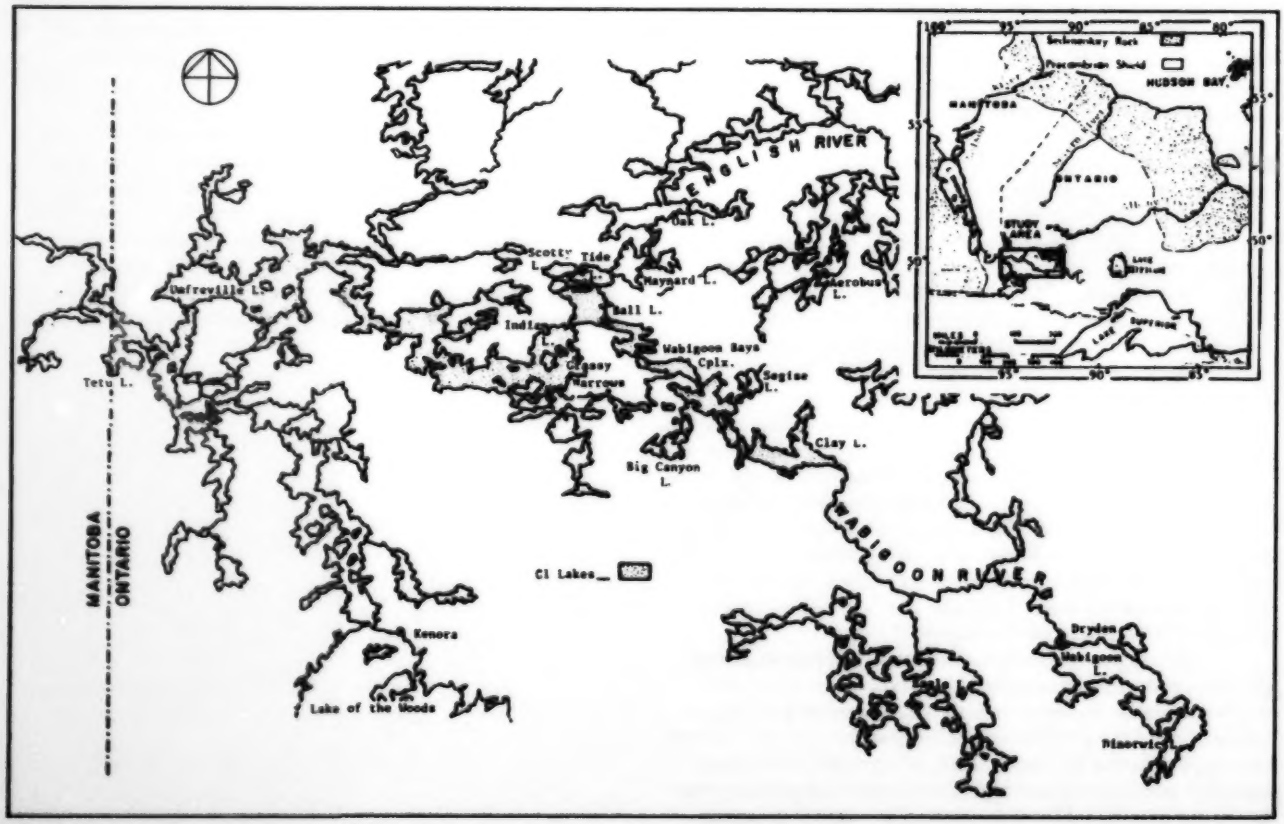
C3 consisted of 10 lakes (97 potential territories) on the contaminated river system, but upstream from the source of mercury contamination on the Wabigoon River and upstream from Maynard Falls on the English River. There is no known access for either waterborne mercury or contaminated fish from C1 or 2 into C3.

C4 consisted of 12 lakes (54 potential territories) adjacent to but independent of the contaminated river systems, and acted as a control.

1. Determination of potential loon territories

I studied selected lakes on 1:250 000 topographic maps (Dep. of Mines and Technical Surveys, Ottawa) and marked the location of all potential loon territories. Prelimin-

Figure 1
Study area



ary selection of a potential territory by use of maps was based on the size and shape of lakes and the number, location, size, and shape of islands, bays, and marshes. I determined the area of each lake with an Ott No. 16 compensating polar planimeter. Territory size and habitat features considered important to loons are based on previous (Barr 1973) and current studies (Barr, in prep.) which are basically consistent with the findings of other researchers for the Common Loon (Munro 1945, Olson and Marshall 1952, McIntyre 1975, Yonge 1981) and for other loon species (Lindberg 1968, Lehtonen 1970, Dunker 1974).

I then surveyed each lake by canoe or motorboat. During the initial survey I recorded, for each potential territory, the presence and location of small islands and islets not shown on the maps, physical nature of the shoreline, marginal vegetation, and type and extent of marshes and shoals. Gillnets, seines, and minnow traps were used to confirm the presence of suitable prey.

2. Selection criteria

1. Only lakes larger than 40 ha were considered.

Note: Although loons did nest on lakes as small as 6 ha, the average territory size was about 75 ha (n = 442, present study; Barr 1973). Loons established territories less frequently on lakes smaller than 40 ha. Less than 50% of lakes 20 ha in area were occupied by territorial pairs and there was a continuous sharp decline in use of even smaller lakes. As territory size was compressed due to the proximity of nesting facilities of adjacent nesting pairs or absolute lake size, adult loons frequently fed on neutral water outside their territory in larger lakes or in lakes adjacent to the smaller nesting lakes. In the latter case, reproductive success is less likely to reflect the toxicant level in the food resource of the nest lake.

2. Each potential territory had to include at least one island or floating bog marsh with individual bog islets and have shelter from wind-induced wave action for nest site and brooding.

Note: Most Common Loons nest on structures (islands, bog islets, logs, hummocks) off the mainland shore. Less than 2% of all Common Loon nests I observed have been on the mainland.

3. Fish had to be present, of a size suitable as food for loon chicks from hatching through fledging (this includes fry [1–2 g] up to 200 g).

Note: Although the Common Loon has reportedly nested and reared chicks on fishless lakes (Munroe 1945), the author has observed the following:

i) Lakes with no fish, although occasionally frequented by loons, have had no breeding pairs establish nests.

ii) Loons stopped nesting on lakes from which fish were eliminated by poisoning and did not maintain territories or resume nesting until fish populations were renewed several years later.

iii) When poisoning occurred in lakes, loons gorged for several days on easily caught, dying fish and expressed territorial behaviour, including posturing and calling. After fish were eliminated loons left these lakes.

iv) Loons nested more frequently on marginally small lakes when the fish population was augmented.

4. A surplus population of adult loons, present singly or in groups, had to be available for replacement in territories. These loons regularly occupy neutral areas of larger lakes or lakes lacking suitable nesting facilities.

Note:

i) A member of a territorial pair, either sex, collected from an established territory during the spring, was always replaced within 2 weeks and several were replaced within a day of collection. Hence a potential territory in a region of prime habitat was assumed to be vacant for reasons other than a lack of available loons.

ii) Of 442 potential territories selected, using the method and criteria outlined, over 90% of those territories unaffected by turbid water, unnatural water-level fluctuations, waterborne contaminants, or frequent human disturbance were occupied. More than 95% of this 90% had occupants during all survey years.

An area on a lake was confirmed as a potential territory after the initial on-site survey if it met the criteria as outlined.

I surveyed lakes at approximately 2-week intervals from May through October in 1974 and 1975, and from May to July in 1976 to record the presence and behaviour of loons, the establishment of new territories, and the modification or breakdown of established territories. Reproductive success of each pair was followed from nesting through fledging of chicks.

Various combinations of water-level fluctuations and turbidity affected individual loon territories in all study classes; therefore the territory is used as the basic unit against which each variable is compared.

Success was based on the degree to which a potential territory supported loons and was measured according to the following categories: not occupied by a territorial pair; occupied briefly in spring, then deserted; occupied through mid-July but no nest attempted; nest(s) built; clutch incubated; chicks hatched; chicks fledged. To be considered occupied a territory must be defended by a pair of loons until mid-July. The sum of the categories reached in a potential territory, as a percentage of the total attainable, determined the ability of that territory to support loons. Similarly, the sum of the scores for territories, as a percentage of the total score possible, determined the success of territories in each lake and in each class of water level, turbidity, and lake.

3. Turbidity measurements

Turbidity in each potential territory was measured by Secchi disks at least once in spring, summer, and fall in 1974 and 1975 and in spring 1976.

Feeding efficiency of loons is reduced as visibility in water drops below 1.5 m (Barr 1973), so results were compared between territories experiencing disk readings <1.5 m and those with readings >1.5 m. No territory changed from one category to the other.

4. Water-level fluctuations

I checked water levels on each survey by using reference marks on vertical rock faces, calibrated wooden stakes, and metal rules. In addition, archival records were obtained for a number of monitoring stations associated with dam sites along the Wabigoon–English River system. These data, recorded daily for periods ranging from 27 to 54 years, at five locations along the English River (Site 1, 49°50′N, 91°30′W; Site 2, 50°05′N, 91°35′W; Site 3, 50°10′N, 92°12′W; Site 4, 50°20′N, 92°20′W; Site 5, 50°40′N, 93°10′W), were analysed to determine the seasonal and annual changes effected by flow control through various dam sites and were compared to lakes subjected only to natural water-level changes.

5. Human disturbance

Human disturbance was assessed by establishing a cumulative score for each potential territory. Factors were allotted for human presence, depending on its distance from each potential nesting area within a territory:

within	50 m	150 m	300 m
factor	3	2	1

Each relevant factor was multiplied by the number of cottages and, on each survey until August, by the number of watercraft. Watercraft in a territory were divided into two categories, transient and lingering. Lingering watercraft were multiplied by (factor + 2), to account for increased disturbance expected from prolonged human activity near nesting areas. Most watercraft in the study area contained fishermen who concentrated much of their effort from or near islands. The sum of the combined scores was divided by the number of potential nesting areas for each territory. The score for each lake consisted of the sum of the scores for each territory divided by the number of territories in the lake.

6. Specimen collection and analysis

Fish of a size normally consumed by loons (10–250 g, see Barr 1973, Alexander 1976) were caught in gill nets (1½" stretched mesh, both cotton and monofilament) and in minnow traps. Crayfish (*Orconectes* sp.) were also sampled from several lakes. Use of a variety of prey species allowed comparison of mercury levels in each and compensated for the lack of one or more species from certain lakes. Yellow perch (*Perca flavescens*) was used as the target species where present, because of its prevalence in lakes of the study area and in the diet of loons (see Barr 1973).

I recorded the date, lake from which collected, and fork length for each fish. All members of each species collected from a single location were wrapped separately in aluminum foil, packaged together in a plastic bag, and frozen for transport to the Freshwater Institute in Winnipeg for analysis. Each entire fish was analysed separately for total mercury by the method of Hendzel and Jamieson (1976).

Loon eggs were collected only from deserted nests in 1974 and 1975 to avoid affecting the reproductive success. Analysis of these eggs gave a preliminary estimate of relative mercury levels from each study class. In 1976, 38 adult loons (23 ♂, 15 ♀), 11 chicks (5 ♂, 6 ♀) and 34 eggs were systematically collected from selected territories in the study area. Adult loons were shot, using B.B. or #2 magnum shot.

Immediately after collecting, each bird was weighed, measured, and skinned. Tissue samples of pectoral muscle, liver, brain, gonads, and fat were taken for toxic chemical analyses. Each tissue was labelled (waterproof laundry marker) and wrapped separately in aluminum foil. All samples from each specimen were combined in individual plastic (Whirl-Pak) bags identified by specimen number with waterproof felt marker pen. Each egg and tissue sample was analysed separately for total and methylmercury.

Loon material from 1974 and 1975 was analysed by the Ontario Research Foundation and material from 1976 by the Toxic Chemicals Division, Canadian Wildlife Service. Tissue samples were homogenized, with the addition of half their weight of 0.1 *N* sulfuric acid, and stored in closed polyethylene cups in a freezer until analysed. At the time of analysis, two subsamples of 0.1–5 g were weighed into disposable plastic cups. One subsample was analysed for total mercury, and the other for inorganic mercury, by flameless atomic absorption spectrophotometry, using selective reducing agents (Fisheries and Environment Canada 1977). Methylmercury levels were calculated by difference between the total and inorganic mercury determinations, which is reliable as long as the percentage of methylmercury is high. This situation obtained for all tissues except adult liver, which frequently contained an amount of methylmercury not statistically significant from zero. Thus only the total mercury values were used from the analyses of adult liver samples. The results for all samples collected in the present study, as well as those of other authors referred to, are expressed on a wet weight basis.

Results

1. Water level and turbidity

Annual water-level fluctuations ranged from < 1 m in control lakes to > 3 m in some study lakes. Typically, in control lakes water levels reached highest peaks in late May or early June, depending on the time of spring break-up, the extent of snow cover, prevailing spring temperatures, and precipitation. Peaking time and levels also depended on a lake's size and its isolation from or position along a river system, but the pattern was consistent from year to year; levels had peaked or were declining by early June. After spring thaw the change in water level never exceeded 0.6 m and seldom exceeded 0.3 m throughout the nesting season. Although local rainfall caused some fluctuations, loons accommodated when necessary by adding nest material and no nests were flooded. Because changes in water level were small, the distance of nest from water did not change appreciably (< 1 m) throughout incubation. Similarly, the exposure of nests on bog islets and their distance from water remained virtually unchanged.

The situation described for control lakes did not prevail in those study lakes affected by dams along the Wabigoon and English River systems. Mean seasonal changes in water levels of Wabigoon and other lakes upstream from the small dam on the Wabigoon River at Dryden ranged from 0.7 to 1.0 m during the present study. Levels frequently fluctuated from 2.5 to 3 m in other lakes along the Wabigoon–English River system affected by larger hydro-electric power dams. During the present study, lakes influenced by such dams were characterized by large water-level fluctuations during the nesting season, exceeding 3 m in 1974. Fluctuations were unpredictable within seasons and from year to year, with levels differing almost 4 m during the same period of 1974 and 1976 at Ball Lake. The greatest fluctuations occurred during spring, as in the control lakes, but the fluctuations were much greater and frequent increases in levels occurred during June and July.

Water levels were exceptionally high in 1974, reaching 1.5 m above usual spring flood levels in lakes of both the Wabigoon and English River systems. A combination of dam control on the English River through Lac Seul, and on the Wabigoon River at Dryden and Wainwright Falls, plus heavy rains in June caused the level to increase a further 30–40 cm by mid-June. High water levels persisted through the first week in July, then dropped rapidly (1.75 m in 5 days) in the Wabigoon system and gradually in the English system. Water levels continued to decline along both systems.

Table 1
Frequency distribution of the annual maximum and minimum water level, expressed as a percentage of the total number of years recorded at five sites*

	Month											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Site 1 (52)†												
Max.	2	0	0	0	21.2	36.5	23.1	0	5.8	9.6	1.9	0
Min.	3.9	1.9	30.8	44.2	0	0	0	0	7.7	9.7	1.9	0
Range‡ (2.51)												
Site 2 (53)												
Max.	0	0	0	0	47.2	37.7	3.8	0	3.8	5.7	1.9	0
Min.	0	3.8	30.2	22.6	0	0	0	0	22.6	18.9	1.9	0
Range (2.83)												
Site 3 (27)												
Max.	0	0	0	0	0	11.1	37.0	7.4	22.2	11 1	7.4	3.7
Min.	0	0	11.1	77.8	0	0	0	0	0	0	3.7	7.4
Range (5.95)												
Site 4 (54)												
Max.	1.9	0	0	0	0	0	29.6	18.5	14.8	9.3	11.1	0
Min.	0	0	14.8	77.8	3.7	0	0	0	0	0	1.9	1.9
Range (5.48)												
Site 5 (40)												
Max.	2.5	0	0	0	0	7.5	35.0	22.5	15.0	10.0	5.0	2.5
Min.	0	2.5	7.5	72.5	10.0	0	0	2.5	0	0	2.5	2.5
Range (5.44)												

*Compiled from archival data, daily measurements. See Methods for coordinates.
†Number of years of daily records.
‡Range between the maximum and minimum water level recorded at each monitoring site.

Flood levels crested 1.5 m lower in 1975 than in 1974, were considered typical of the systems since construction of the large dams (pers. commun. with natives, local residents, and lodge owners), and approximated levels obtained from archival data (Tables 1 and 2; Fig. 2). Water levels from spring thaw through July 1976 were lower than in 1975. The range of change within each of the three study seasons was similar (2.5–3 m), being slightly less in the Wabigoon than the English River and less during 1975 and 1976 than in 1974.

Most potential territories in all study lakes contained one or more islands with possible nesting sites. In 1974, the exceptionally high water levels, persisting throughout the nesting season, completely flooded small islands and eliminated many previously used nest sites, at the same time rendering new potential sites available. A few pairs had nested in these sites by early June, but five were flooded by rising water in mid-June. Rising levels in June and July inhibited other loons from nesting.

The high water resulted in increased turbidity by exposing clay and peat soil to continuous erosion and caused much woodland debris to become flotsam. When water levels declined, tangled debris and exposed muddy shores further eliminated potential nest sites. In addition, extensive blooms of green algal slime developed along the shorelines of islands and prevented loons from ready access to the shores. As water levels declined, this strong-smelling slime hung from the branches of trees and shrubs and lay strewn along the shoreline, further inhibiting loons.

Declines in water levels in 1974, 1975, and 1976 resulted in nest desertion and increased predation when loons were unable to climb to nests (Fig. 3) or were forced to traverse long stretches (sometimes exceeding 8 m) of exposed rocky shore. The change in nest-to-water distance was significantly greater (χ^2: $P = 0.005$) for predated ($n = 68$) than for successfully hatched clutches ($n = 65$).

Archival data showed that water-level fluctuations occurring during the present study fitted the pattern at the five sites monitored for periods of 27–54 years. Annual water-level maximums were as likely to occur during June or July as in May (ANOVA $F = 0.01$), and in fact occurred most frequently in July at three of five sites and at only one site in May (Table 1).

The range of levels from May through July varied in excess of 1.5 m from the mean maximum level at three of five sites during all 3 months (Fig. 2); the change in water level from minimum to maximum exceeded 1.5 m at all sites in all months except May at Site 2.

Loons occupied approximately 15% more of those potential territories with water-level fluctuations < 1.5 m than of those experiencing greater fluctuations. The greatest reduction in occupancy occurred in those territories with turbid water. Thus, at $P = 0.005$, significantly fewer potential territories were occupied where clarity < 1.5 m prevailed, whereas there was no significant reduction in those subjected only to water-level fluctuations > 1.5 m. Based on all potential territories, those with relatively clear water and slight fluctuations averaged 1.5 times greater success than territories with large water-level fluctuations.

Once occupied, success increased most for territories experiencing turbid conditions, and remained lowest in territories affected by both excessive turbidity and water-level fluctuations (Table 3). Excluding territories affected by turbidity, territories with smallest fluctuations were more successful than those experiencing fluctuations exceeding 1.5 m.

Excluding all territories subject to mercury contamination (Table 3), the following results prevailed (significant at $P = 0.005$, χ^2):

Table 2
Maximum increases (I) and decreases (D) in waterlevels* during May, June, and July, at five sites along the Wabigoon–English River system

	Site									
	1		2		3		4		5	
	I	D	I	D	I	D	I	D	I	D
May	2.2	0	2.6	0.8	5.3	0	4.7	0.1	5.0	0.2
June	2.0	1.8	2.0	2.4	5.4	0	4.5	4.0	4.9	0
July	1.2	1.5	0.8	2.0	5.3	1.5	4.0	4.6	4.5	4.9

*Measurements in metres.

Figure 2
Range of variations for the monthly high water level recorded every year for May, June, and July at five sites along the Wabigoon–English River system

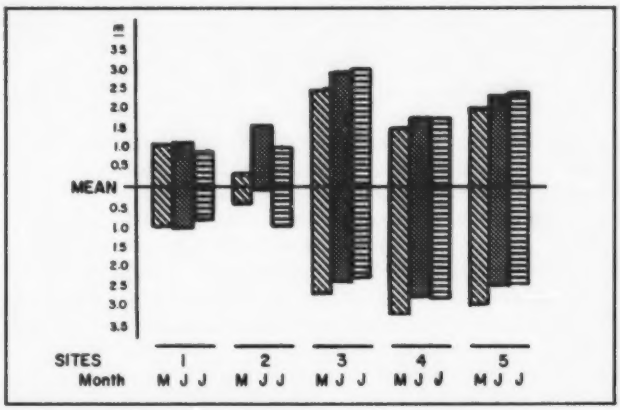


Figure 3
Three days earlier, this loon's nest was 17 cm above water level

1. More loons deserted territories and fewer pairs nested where the combined effects of water-level fluctuations > 1.5 m and water clarity < 1.5 m prevailed.

2. Nesting was carried out by a lower percentage of those pairs occupying territories where water-level fluctuations > 1.5 m and water clarity < 1.5 m prevailed.

Where water-level fluctuations were < 1.5 m there was no significant difference in the rate of desertion, nor in the percentage of pairs that nested, between loons occupying territories where clarity was < 1.5 m compared to > 1.5 m.

Excluding all territories experiencing water-level fluctuations > 1.5 m and clarity < 1.5 m, there was no significant difference in the percentage of territorial pairs that nested.

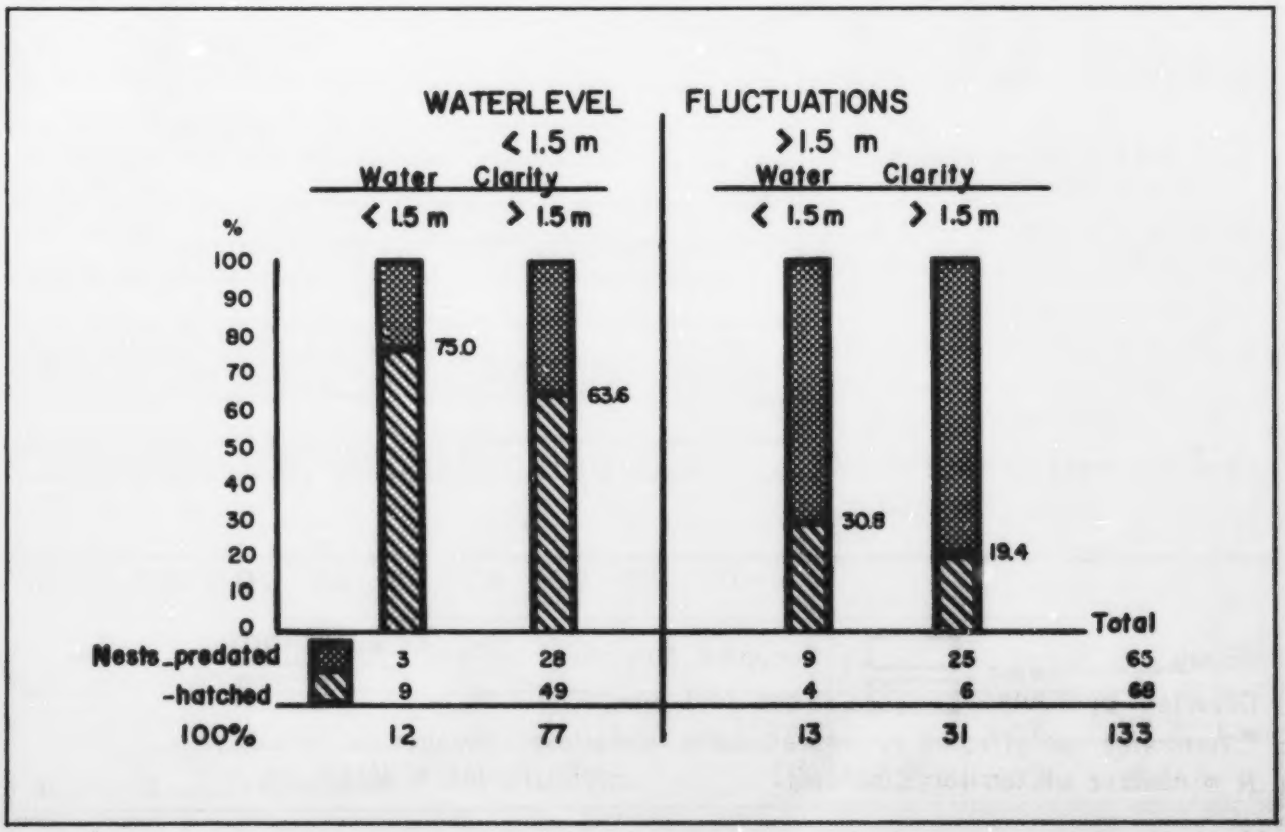
Clutches hatched in 33% more of those territories experiencing water-level fluctuations < 1.5 m than in territories with larger fluctuations (significant at $P = 0.005$). In a comparison between the distributions of hatched and predated clutches between 1974 and 1976, over 72% of hatched clutches occurred where water clarity was > 1.5 m and fluctuations were < 1.5 m. The lowest percentage of hatched clutches occurred where the effects of both turbidity and large water-level fluctuations were operative (significant at $P = 0.005$). Excluding turbid areas and flooded nests, over 80% of all other nests established where fluctuations were > 1.5 m were predated. Only 36% of similar nests were predated in territories unaffected by unnatural water-level fluctuations (Fig. 4). As a result, the predation rate on loon clutches was significantly greater ($P = 0.005$) in territories affected by unnatural fluctuations > 1.5 m than in territories where reduced clarity < 1.5 m alone prevailed.

Table 3
Effects of water-level fluctuations and turbidity on the occupation and success of loon territories*

	Water-level fluctuations <1.5 m		Water-level fluctuations >1.5 m	
	Water clarity		Water clarity	
	<1.5 m	>1.5 m	<1.5 m	>1.5 m
Territories				
Potential *n* =	48.0	59.0	20.0	18.0
Occupied *n* =	15.0	55.0	7.0	14.0
% occupied =	31.3	93.2	35.0	77.8
Success† based on				
a. All potential territories	18.3	50.1	7.5	33.0
b. Only occupied territories	62.1	52.8	26.0	45.0
c. Territories where clutches hatched as % of territories where clutches were laid	*n* = 38 territories 57.9		*n* = 8 territories 25.0	

*Only territories free from mercury contamination.
†See Methods.

Figure 4
Percentage of nests predated or hatching under four combinations of water-level fluctuations and turbidity



2. Human disturbance

Human disturbance was significantly less ($P = 0.05$) in C1 than in all other classes and there was no significant difference among C2, 3 and 4, indicating that human disturbance was not an important factor in the low success of loons in C1 lakes. The decreases in fishing, officially discouraged in mercury-laden waters, and other recreational use (cottages, canoeing, swimming, waterskiing), undoubtedly discouraged by turbid water, would account for some of the lower human disturbance in C1 waters.

3. Mercury

3.1. Use of potential territories by loons

Potential territories were occupied throughout the breeding season in 4 of 94 possible incidents (one incident = one potential territory X in one season) in lakes along a 160 km reach of river downstream from the source of waterborne mercury (Fig. 5). Only one nest was built on lakes along this reach of the Wabigoon River between 1974 and 1976 and no chick hatched. Strong negative correlation between success of territories and mercury levels ($r = 0.97$) was most apparent on the same reach.

Mated pairs defended a higher percentage of potential territories in lakes more than 160 km downstream from the source of mercury contamination but many of these pairs deserted territories by the end of June. Loons nested in only 2 of 11 potential territories on Ball Lake and, although they nested for 11 of the 27 possible incidents and in 7 of the 9 potential territories on Indian Lake, most nests were predated and only one clutch successfully hatched between 1974 and 1976.

Loons appeared to nest as readily on lakes in the lower reaches of C1 as they did in C2 lakes and even in C3 lakes affected by similar conditions of water level and turbidity. In those territories in C2 and C3 not affected by water level and turbidity conditions common to C1, the percentage of territories occupied approximated that of the control group (C4). Although there was little difference in the proportion of potential territories occupied in these C2 (compared to C4) lakes, a higher proportion of loons on C2 lakes deserted and a lower proportion nested, both significant at $P = 0.005$. There was no significant difference between the performance of loons on C3 territories (those comparable to the C2 territories) and of loons on C4 lakes.

3.2. Reproductive success of loons

Comparing the reproductive success of loons that initiated clutches in C1, 2, and 3 lakes to that in C4 (Table 4), a higher percentage of clutches hatched in territories of C2 and C3 lakes that experienced seasonal water-level changes < 1.5 m than in territories subject to level changes equal to or greater than territories in lakes of C1. The hatching success of C3 territories that did not experience extensive water-level changes compares favourably with hatching success in C4 lakes. The smaller increase in success of C2 clutches suggested that some factor other than extensive water-level changes or reduced water clarity may be operative.
The proximity of water with high levels of mercury

Figure 5
The percentage success of potential territories in supporting loons to the stage of egg laying

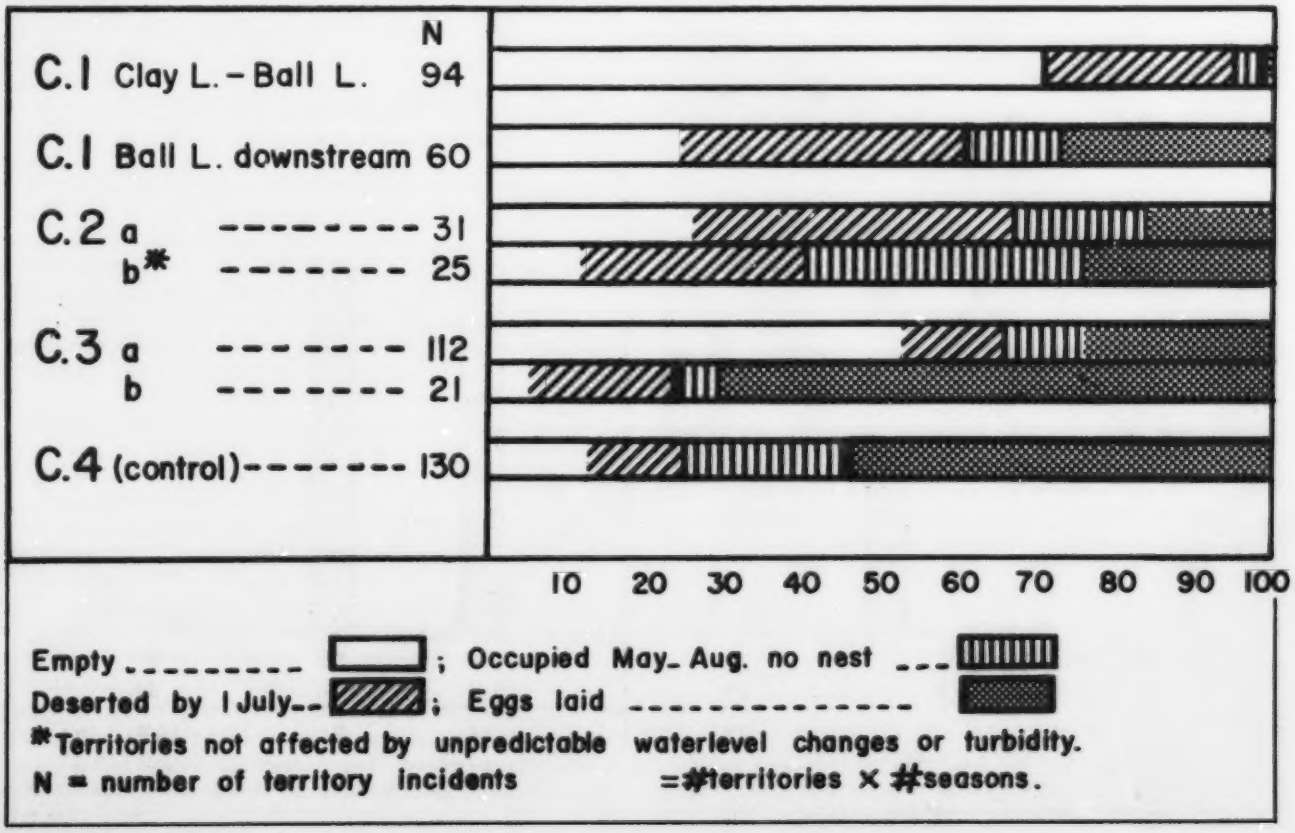


Table 4
Loons that initiated clutches*, hatched, or fledged chicks in four lake classes

		Study lake classes			
		C1	C2	C3	C4
Number of pairs with clutches		9	9	37	36
Number of pairs with clutches that hatched	(*a*)	2	3	17	23
	(%)	22	33	46	64
	(*b*)†		2	11	
	(%)		40	73	
Number of pairs with clutches that fledged		2	3	16	21
	(%)	22	33	43	58
Clutches fledged/clutches hatched	(%)	100	100	94	91
Chicks fledged/chicks hatched		¾	¾	25/30	33/38
	(%)	75	75	83	87

*Data based on 1974 and 1975 combined.
†Territories in C2 and C3 not affected by unpredictable water level changes and turbidity.

contamination and its easy accessibility to adult loons suggests a connection.

The following trend existed from C1 to C4 in order: 0.08, 0.13, 0.51, 0.72 chicks fledged per territorial pair, 1974 and 1975 combined. Among the four lake classes, there was no significant difference in the ratio chicks fledged/chicks hatched.

The degree to which potential territories of the study lakes supported loons is shown in Fig. 5 and Table 4. The results for C4 are comparable to results for similar lakes in eastern Ontario (Barr, unpubl.).

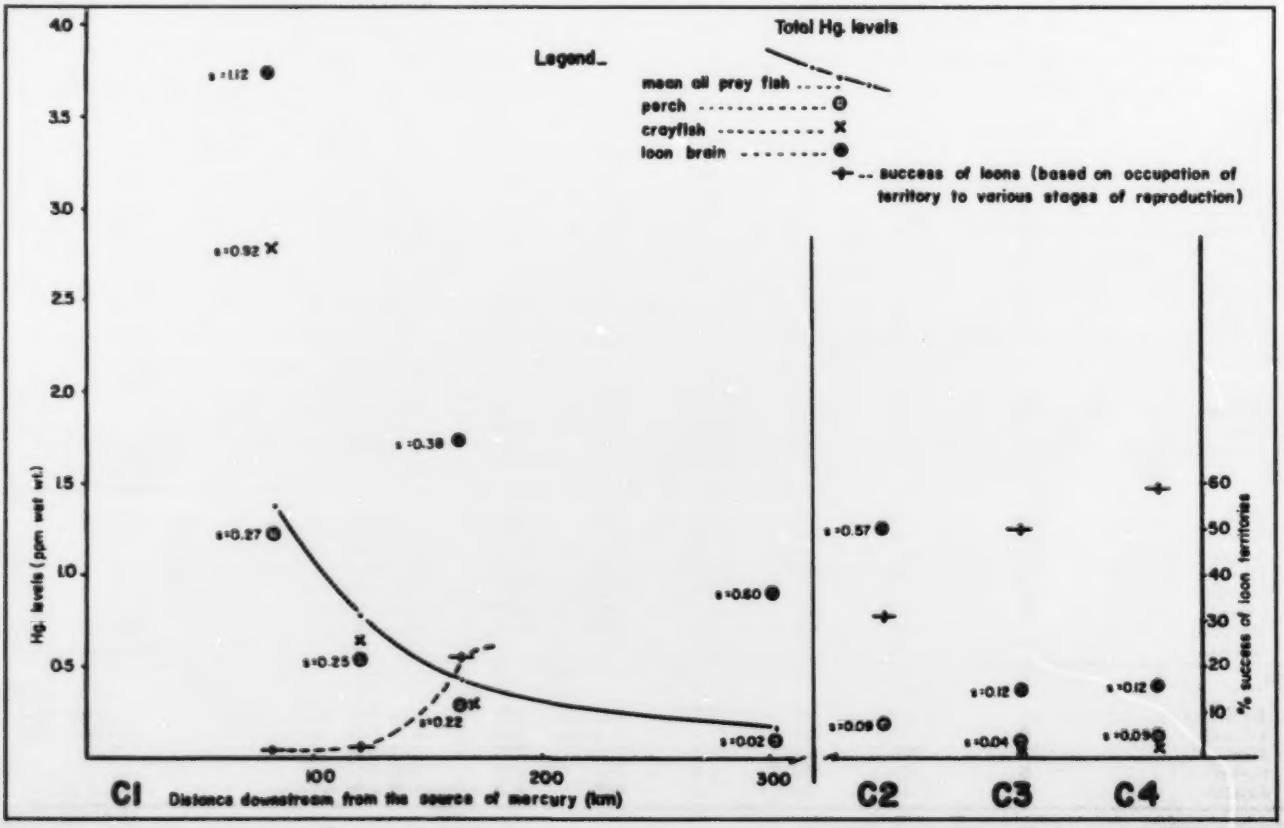
3.3. Mercury in prey

Fish species collected included yellow perch, yellow pickerel (*Stizostedion vitreum*), sauger (*Stizostedion canadense*), mooneye (*Hiodon tergisus*), northern pike (*Esox lucius*), cisco (*Coregonus artedii*), whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and sucker (*Catostomus commersoni*) (see Methods). Crayfish occurred in 21 (69%) and fish remains in only 11 (36%) of 31 loon stomachs containing food. Crayfish remains occurred more frequently in loons collected from turbid lakes. This was more than twice the frequency in which they occurred in loons collected from clear lakes during a previous study (Barr 1973) which had shown that loons experienced difficulty catching an adequate diet of fish as turbidity increased.

At $P = 0.005$, when data from all prey fish species were combined, the following results were obtained:

1. In C1 lakes the level of mercury in prey fish decreased significantly from each test lake complex to the next

Figure 6
Mercury levels in loons and prey species, and success of loons in four study lake classes



downstream: Clay Lake > Wabigoon Bay Complex > Ball–Indian Lake Complex > Tetu Lake (see Fig. 1).

2. Mercury levels in fish from Tetu Lake (the C1 lake farthest downstream) and from C2 lakes were significantly higher than those in fish from C4 lakes.

In addition, mercury levels in fish from Ball-Indian Lake complex were significantly higher than in those from C2 lakes (at $P = 0.05$), while levels in fish from C2 lakes were significantly higher than those from Tetu Lake (at $P = 0.01$). There was no significant difference in mercury levels in prey fish from C3 and C4 lakes.

When perch alone were considered the following results were significant at $P = 0.005$.

1. Mercury levels in perch from Clay Lake were higher than in perch from the Wabigoon Bay Complex.

2. Mercury levels in perch from Ball–Indian Lake Complex were higher than in perch from Tetu Lake or C2, 3, and 4 lakes.

3. Mercury levels in perch from C2 lakes were higher than those from C4 lakes.

In addition, mercury levels in perch from the Wabigoon Bay Complex were significantly higher than in perch from Ball–Indian Lake Complex (at $P = 0.01$). Levels in perch from C2 lakes were generally higher in those from the Tetu Lake region of C1, but not significantly so. Mercury levels in perch from C3 and C4 lakes were not significantly different from each other.

Where perch and other species of similar sizes were collected, results (Fig. 6), suggested that pike, pickerel, sauger, and mooneye would probably have mercury levels higher than perch, but levels in cisco, whitefish, and sucker would be equal or lower.

Mercury levels in crayfish showed a trend similar to that in fish, declining as distance increased downstream from Clay Lake to Indian Lake. Mercury levels in crayfish from C1 were significantly higher than those in crayfish from C3 and C4 lakes ($P < 0.05$, Student t-test). Crayfish from highly contaminated waters contained relatively higher levels of mercury than perch from the same waters (Table 5). The opposite was true in areas of lesser contamination and in lakes affected

Table 5
Mercury residues in fish, by study lake class

Study lake class		Body wt (g)	Length (mm)		Hg residue (ppm wet wt)		
Species	n	x̄	x̄	SD	x̄	SD	Range
C1							
Clay Lake							
Perch	8	73	166	30.9	1.20	0.27	0.77–1.53
Pike	2	124	258	43.1	2.12	0.52	1.75–2.49
Crayfish *a**	5	20	81	5.5	2.75	0.92	2.28–5.16
b					3.59	0.19	
Wabigoon Bay Complex							
Perch	19	46	141	20.1	0.47	0.20	0.15–0.93
Pickerel	5	97	206	40.8	1.51	0.56	0.75–2.08
Cisco	2	103	185	49.5	0.60	0.23	0.43–0.76
Crayfish *a*	4	15	78	10.4	0.75	0.56	0.38–1.58
b					1.18	0.74	0.49–2.06
Ball–Indian Lake Complex							
Perch	15	60	164	23.0	0.29	0.23	0.10–0.36
Pickerel	4	126	234	22.9	0.62	0.08	0.56–0.74
Sauger	4	—	224	43.8	0.47	0.20	0.24–0.70
Pike	5	160	283	21.9	0.67	0.62	0.58–0.73
Mooneye	5		198	23.9	0.46	0.10	0.31–0.55
Crayfish *a*	3	18	75	5.0	0.26	0.17	0.13–0.45
b					0.50	0.27	0.36–0.82
Tetu Lake							
Perch	24	53	144	16.9	0.09	0.24	0.04–0.14
Pickerel	6	85	205	17.6	0.38	0.06	0.30–0.45
C2							
Perch	36	69	160	37.7	0.17	0.09	0.05–0.35
Pickerel	20	91	211	27.4	0.53	0.38	0.16–1.20
Pike	8	173	262	46.3	0.16	0.12	0.04–0.37
Mooneye	6	79	194	33.0	0.53	0.49	0.12–1.23
C3							
Perch	35	112	189	28.7	0.08	0.03	0.02–0.18
Pickerel	21	95	199	50.5	0.15	0.03	0.08–0.22
Sauger	1	136	250	—	0.16	—	—
Pike	5	186	307	49.6	0.09	0.03	0.07–0.13
Mooneye	6	—	172	27.0	0.05	0.01	0.03–0.05
Cisco	8	89	181	41.0	0.05	0.02	0.03–0.06
Whitefish	6	105	202	9.8	0.09	0.02	0.07–0.10
Crayfish	2	13	70	5.0	0.02	0.00	—
C4							
Perch	64	59	158	24.7	0.11	0.08	0.03–0.53
Pickerel	6	75	190	22.4	0.07	0.02	0.05–0.09
Pike	2	228	315	22.6	0.22	0.17	0.10–0.34
Sucker	3	166	230	5.0	0.07	0.05	0.02–0.10
Crayfish	8	12	73	7.8	0.03	0.01	0.02–0.05

*a — homegenized, whole crayfish; *b* — tail muscle tissue only.

Table 6
Mercury levels (ppm wet wt) in loon tissues and eggs from northwestern Ontario

	Study lake class			
	1*	2	3	4
A. Tissue				
Liver —				
Adult *n* =	5	4	12	10
Total mercury	29.73 ± 12.37	16.65 ± 10.86	5.10 ± 3.20	8.81 ± 4.63
Methylmercury	1.53 ± 2.10	1.09 ± 2.18	1.04 ± 0.71	0.20 ± 0.40
% Methylmercury	8.85 ± 12.26	7.47 ± 14.94	27.14 ± 21.89	4.08 ± 8.86
Chick *n* =	1	0	6	4
Total mercury	1.28	—	0.91 ± 0.37	0.83 ± 0.30
Methylmercury	0.97	—	0.84 ± 0.35	0.71 ± 0.22
% Methylmercury	75.78	—	91.71 ± 3.46	86.99 ± 5.46
Muscle —				
Adult				
Total mercury	4.57 ± 1.56	3.41 ± 2.01	1.22 ± 0.46	1.20 ± 0.64
Methylmercury	2.32 ± 1.49	1.59 ± 0.70	1.04 ± 0.40	0.85 ± 0.49
% Methylmercury	49.73 ± 26.15	60.39 ± 31.67	85.56 ± 5.40	73.36 ± 26.90
Chick				
Total mercury	0.89	—	0.38 ± 0.19	0.42 ± 0.13
Methylmercury	0.80	—	0.33 ± 0.17	0.30 ± 0.06
% Methylmercury	89.89	—	84.87 ± 10.40	82.32 ± 10.90
Brain —				
Adult				
Total mercury	1.49 ± 0.58	1.15 ± 0.57	0.42 ± 0.12	0.43 ± 0.12
Methylmercury	0.76 ± 0.50	0.50 ± 0.27	0.39 ± 0.11	0.33 ± 0.06
% Methylmercury	52.91 ± 29.20	51.95 ± 26.66	91.69 ± 4.80	79.69 ± 12.70
Chick				
Total mercury	0.78	—	0.30 ± 0.12	0.37 ± 0.14
Methylmercury	0.75	—	0.30	0.37 ± 0.13
% Methylmercury	96.15	—	100.0	99.06 ± 1.89
B. Eggs *n* =	5	6	10	13
Total mercury	1.39 ± 0.55	0.72 ± 0.23	0.54 ± 0.09	0.59 ± 0.10
Methylmercury	1.34 ± 0.53	0.71 ± 0.22	0.53 ± 0.10	0.58 ± 0.10
% Methylmercury	96.98 ± 0.51	98.65 ± 1.12	96.67 ± 3.16	98.72 ± 2.19

*Breeding adults only, from Ball L. downstream in C1 lakes.

Table 7
Mercury (ppm) in selected tissues of adult loons (n = 37) and chicks (n = 10)

	Liver			Muscle			Brain		
	$\bar{x}$	SD	range	$\bar{x}$	SD	range	$\bar{x}$	SD	range
Adults									
Total mercury	12.95	11.67	(1.64–47.71)	2.33	2.07	(0.16–6.87)	0.86	0.89	(0.31–4.61)
Methylmercury	11.67	2.40	(0.00–10.20)	1.65	1.60	(0.15–6.59)	0.65	0.79	(0.22–4.27)
Chicks									
Total mercury	0.91	0.33	(0.35–1.47)	0.44	0.22	(0.14–0.89)	0.37	0.18	(0.14–0.78)
Methylmercury	0.80	0.29	(1.36–0.32)	0.37	0.20	(0.09–0.80)	0.37	0.17	(0.14–0.75)
% Methylmercury									
Adults	16.75	21.42		77.68	17.81		81.50	18.05	
Chicks	88.55	6.18		84.61	9.57		99.31	1.54	

Table 8
The correlation (r) between total mercury and methylmercury for liver, muscle, and brain tissues and the correlations among these tissues for total mercury and methylmercury for adults and chicks

	Liver	Muscle	Brain
Adults	r = 0.23	r = 0.84*	r = 0.98*
Chicks	r = 0.82*	r = 0.98*	r = 0.99*
	Liver vs. muscle	Liver vs. brain	Muscle vs. brain
Adults			
Total mercury	r = 0.69	r = 0.58	r = 0.90*
Methylmercury	r = 0.65	r = 0.46	r = 0.90*
Chicks			
Total mercury	r = 0.78*	r = 0.78*	r = 0.94*
Methylmercury	r = 0.63	r = 0.61	r = 0.95*

*Significant at P = 0.05.

only by natural mercury deposits. In similar boreal lakes in eastern Ontario, affected only by natural mercury deposits, crayfish ($n = 25$) from five lakes averaged 0.09 ppm total mercury, or 43% of that in perch from the same lakes.

3.4. Mercury in loons

Levels of mercury residue in loon tissue and eggs declined as the distance increased downstream on the Wabigoon River from the source of industrial mercury contamination at Dryden (Fig. 6, Table 6).

Both total and methylmercury levels were significantly higher (χ^2, $P = 0.05$) in brains of adult loons from the Clay Lake region of C1 lakes (80–140 km downstream from the source of waterborne mercury) than in those from C1 lakes farther downstream or from C2 lakes.

Mercury levels in brains of nesting loons from C1 lakes 150–320 km downstream in the path of waterborne mercury and from C2 lakes, although not significantly different from each other, were significantly higher (ANOVA, $F = 0.01$) than in loons from C3 and C4 lakes (Table 6), which were not significantly different from each other.

The concentration of total mercury residue in loon tissues decreased in the sequence liver > muscle > brain but the percentage of methylmercury increased from liver < muscle < brain (Table 7). The correlation (r) between total and methylmercury within tissue of both adults and chicks increased from liver < muscle < brain, but the correlation among tissues, for both total and methylmercury levels, was stronger between muscle and brain than between liver and either muscle or brain (Table 8).

Almost 100% of the mercury transferred from adult loons through eggs to chicks was organic (Table 6), with no net loss of methylmercury in chick tissue to suggest effective demethylation by the developing embryo. Levels of methylmercury in eggs and in the brain of newly hatched chicks frequently exceeded levels in the female parent's brain. The correlation ($r = 0.94$) between total mercury levels in the brain of nesting females and their eggs was significant ($P = 0.005$). There was no signficant difference between the ratios (chick brain/egg) from C1, C3, and C4 lakes.

Adult male loons generally contained higher levels of mercury than did their mates or other females from the same lake class, although the difference was not significant at $P = 0.05$. This was consistently the case for both total and methylmercury in muscle and brain. Methylmercury levels in liver were often too low for reliable assessment.

Adult male loons from C1 lakes weighed significantly less ($\bar{x} = 4.23$ kg), at $P = 0.05$, than those from C3 and C4 lakes, whose weights were similar ($\bar{x} = 4.62$ kg), (although males from C4 tended to be heaviest). The weights of males from C2 ($\bar{x} = 4.27$ kg) were similar to those from C1 lakes. There were no significant differences in weight among females collected from the different lake classes.

Discussion

1. Effects of water-level fluctuations

The strong negative correlation between the successful use of potential loon territories and mercury levels prevailed for a considerable distance downstream from the source of industrial mercury contamination. But the decrease in territory establishment and nesting success, resulting from turbidity and unpredictable water-level fluctuations, obscured effects that mercury contamination might have on loons more than 160 km downstream from the source of industrial mercury in C1 and C2 lakes.

The natural water-level fluctuations occurring in the control lakes did not flood any nests. Under natural conditions, rising water caused by precipitation after spring run-off does occasionally exceed the ability of loons to compensate by adding nest material (Barr, unpubl.). However, the pattern from spring thaw through the nesting season is relatively consistent each year. After spring floods subside, changes are gradual and increases seldom more than a few centimetres. This is important because a rise of 15 cm may be sufficient to flood a nest constructed on a solid substrate at water's edge.

Loons waited for specific nest sites to become available as water receded. Thus the time of nest initiation varied, depending on the time and speed of spring thaw, precipitation, and type of nest site selected. The repeated use of territories and successful nest sites suggests strong territory and site fidelity by resident pairs and is supported by banding and marking results (McIntyre 1974; Yonge, pers. commun.).

As water-level fluctuations increase in range and become unpredictable in occurrence the availability of specific nest sites is less certain. Even if a specific site is available at the appropriate time for nesting there is increased risk that it will be flooded, or become too difficult for the loons to reach from water.

Loons select nest sites that are free from wave action, have immediate access to sufficient water for submerged approach or departure, have some concealment and seem free from mainland predators and disturbance (Olson and Marshall 1952, McIntyre 1975, Yonge 1981). As the range in water-level changes increases, bog marshes supply these features more reliably than do islands. Although loons will wait for previously successful island nest sites when the seasonal rhythm of water-levels is consistent, unpredictable timing, increases in the range and frequency of changes, and percentage of changes involving rising levels disrupt island nest sites, although floating bog sites remain unchanged. However, when the range in fluctuations exceeds the adaptive capacity of the bog marsh, the marsh is destroyed, leaving islands as the only potential nest sites. Water-level changes that destroy the bog marshes also eliminate the shoreline veg-

etation and topsoil of islands. As a result, wide bands of bare rock separate sheltered nest sites from water. Nests established when water was high and adjacent to vegetation become more vulnerable to predation. This is accentuated by increasing disturbance from human activities such as fishing, which is often concentrated around islands.

Loons appear reluctant to establish nests when the distance from water to some concealment (vegetation, tree root, rock) is much more than 1 m. Over 90% of all nests were built within 1 m of the shoreline. The original distance from nest to water had been increased by at least 1 m for 26 (40%) of 65 predated nests. On one lake alone, five of eight pairs had nested when high water reached island vegetation. Subsequently, receding water rendered all islands inaccessible in two territories and resulted in predation of the five established nests. One renest was attempted but was deserted as the water continued to recede.

Established territories dependent on a single island nest area would be most severely affected when water levels are first manipulated by means of a dam. With strong affinities for territory and nest, loons are likely to return in succeeding years to territories that no longer offer a nest site each year, or offer ones that, though initially available, are more likely to be flooded, deserted, or predated (Fig. 4) than under natural conditions. Eventual turnover in the loon population would result in replacement birds having insufficient opportunity to form and reinforce attachment to territory or nest.

According to local Ojibwa natives, after the first dams were built along the Wabigoon–English River system, water levels fluctuated much less than now, shoreline vegetation and bog marshes persisted, loons were plentiful and many chicks were still seen annually in the lakes. Manipulation of water through more and larger dams has now destroyed most of the nesting habitat and caused decreases in productivity, stability, and use of potential territories. Destruction of marginal vegetation by impounding large lakes in Norway has apparently prevented Arctic Loons (*Gavia arctica*) from nesting (Dunker 1974).

2. Effects of turbidity

Fluctuating water levels erode shorelines and contribute to turbidity in the river drainage basin, which contains numerous deposits of lacustrine clay (Zoltai 1961). Even when changes are moderate, an increased mean water level can expose extensive areas to erosion for many years. A small dam built at Dryden in 1910 raised the level of Wabigoon Lake, a large (10 760 ha), shallow body of water. Through the years, wave action has eroded much of the shoreline clay and visibility in the water remains low, particularly in the main body of the lake. Although there are 42 potential territories with nesting areas, loons consistently occupy and are successful only in secluded shallow bays with bog marshes. Loons do not nest on or even maintain territories around the numerous islands in the main body of the lake.

In previous experiments (Barr 1973) hand-reared loons required supplemental feeding of approximately 50% of daily diet when water clarity was reduced below 1 m, and McIntyre (1975) found loons nested on turbid lakes in Minnesota only when such lakes were shallow (< 3 m). Loons caught in gill nets on Wabigoon Lake are always enmeshed near the surface float line (pers. commun., G. Adam, commercial fisherman). In clear lakes loons are most frequently tangled in nets at considerable depths. It is possible that steeper shorelines and deeper water around islands in the main body of the lake, combined with poor light penetration, diminish the size of feeding areas and efficiency of capture below the threshold necessary to raise chicks. Consistently successful reproduction in the large shallow bays of Wabigoon Lake and the use of island nest sites in adjacent interconnected lakes experiencing the same water-level changes but better light penetration support this explanation.

If necessary, adult loons can range far within a large lake, or fly to other lakes to feed. Chicks are restricted to the natal territory until they fledge at 11 weeks. Loons are visual hunters, form prey images and are excited by concentrations of prey (Barr 1973). It is possible that frequent sighting of adequate food for small chicks as well as the presence of suitable nesting habitat stimulates breeding or nesting behaviour. Autopsies on 293 loons, during the present and previous studies (Barr 1973, Frank *et al.* 1983), indicate that adults arrive on the breeding grounds in spring with considerable fat reserves. Most if not all lakes in the study area are oligotrophic and productivity in a number of nearby lakes was found to be extremely low (Armstrong and Shindler 1971). Gill netting during the present study suggested that prey species were less numerous than in oligotrophic lakes sampled in eastern Ontario (Barr 1973). The fact that crayfish were found more frequently in loons collected from turbid lakes suggests that, with a combination of decreasing visibility and productivity in lakes, loons become more dependent on crayfish, a food source not suitable for a young chick whose gizzard can not readily break up the chitenous exoskeleton. Loons may be incubating within a week of arrival in spring if nesting habitat is suitable, and most would be on nests several weeks before fat reserves appear depleted. Therefore if the availability of prey species influences the reproductive cycle, prey suitable for young chicks appears to be the most likely and most advantageous stimulus to have evolved.

Light penetration is limited in many lakes of the study area by humus staining, typical of bog and muskeg lakes, and further reduced periodically by plankton blooms and pollen. These natural phenomena do not reduce clarity below 1.5 m and do not seem to deter successful reproduction by loons. The addition of industrial effluent, combined with the turbidity induced by fluctuating water levels, reduces light penetration, resulting in Secchi disk readings of less than 1.5 m in parts of all lakes exposed to these actions. For years, effluent and residues from pulp and paper mills on both the Wabigoon and English Rivers have exceeded the river's natural capacity to flush and assimilate. Effluent from the Dryden Paper Company mill (later known as Reed Paper) alone contained an average of 32 000 kg per day of suspended solids in 1968 (OWRC 1970). This mill, in operation since 1913 (German 1969), is not unique. Its effluent had suppressed dissolved oxygen, eliminated fish life for 60 km downstream (OWRC 1970), and contributed to increased turbidity for over 350 km. Beyond 60 km downstream from Dryden, the Wabigoon River is aerated by several sets of rapids and falls. Normal levels of oxygen are restored below High Falls and Quibell Falls. This 20 km stretch of river contained some fish, although no game fish, until just before Clay Lake (German 1969). The variety of fish species available to loons in Clay Lake is similar to that in other lakes of the study area, although Beamish (pers. commun.) noted that some size classes were poorly represented.

The water was considerably clearer in the past. Older natives and local guides (pers. commun.) insist that it was much cleaner when they were young. A written account (Dewdney and Arbuckle 1975: 207) mentions the "crystal clear" water of the Wabigoon River in 1937. In spring 1976, when the mill was inoperative during a strike, the foam and odour disappeared from the rapids for 65 km downstream

from the source and Secchi disk readings in some parts of Clay Lake, 85 km downstream, increased as much as 1 m.

3. Mercury: its availability to, and accumulation in, loons

When only lakes experiencing natural water-level changes are considered, the smaller increase (Table 4) in the percentage of clutches hatched in C2 lakes than in C3 lakes suggests that some factor other than water-level changes is suppressing nesting success. No C1 lake is free from unpredictable water-level changes induced by flow rates through dams. C2 lakes are clustered about C1 lakes in the region of the Ball–Indian Lake Complex. Mercury levels in prey fish from some C2 lakes approached levels in fish from adjacent C1 lakes and were higher than in fish from C1 lakes farthest from the source of waterborne mercury. Access between C1 and C2 lakes for prey species, other fish, and other members of the food chain may partly account for this phenomenon.

The observed ranges of mercury levels in prey species from different parts of the same lake suggest that the movements of crayfish and the smaller prey fish populations are local. Hence mercury levels in the prey of a specific territory would be reflected in the resident loons, because mated loons spend most of their time in the established territory until mid-July and longer if chicks are raised.

As contamination of a lake increases, waterborne mercury will selectively affect residents in territories most exposed to current through the lake. When loons abandon a territory, they usually forage in the more exposed, neutral parts of a lake and in the larger connecting rivers, feeding predominantly on prey that probably contain the highest concentrations of mercury. During the present study, most loons that abandoned territories in lakes with high mercury contamination soon left the lake, instead of forming the social groups so characteristic of non-nesting loons on larger lakes of the breeding grounds.

Historically, the principal breeding ground of the Common Loon has coincided with wooded lakes of the Precambrian Canadian Shield and the mountainous Cordillera regions along the west coast of North America. The Cordillera and the southerly side of the Canadian Shield, which extends in a great arc from the eastern seaboard to the latitude of Great Bear Lake, are also regions of mercury-rich sphalerite, particularly in Proterozoic volcanogenic deposits (Jonasson and Sangster 1974). Regions possessing the richest and most accessible mercury deposits include the Hanson Lake – Flin Flon volcanic belt of northern Saskatchewan and Manitoba, the vast greenstone belt outcroppings of northwestern Ontario, and the Sudbury basin deposits which include the Algonquin Highlands. The naturally high levels of mercury in these regions are reflected in the ecosystems of numerous lakes. Yet researchers in these three areas (Barr 1973, Yonge 1981, present study) have found that, in lakes relatively free of man's activities or effluents, loons aggressively defend most potential territories and produce the number of viable eggs and chicks considered normal to this species in prime habitat. However, continuing broad atmospheric dispersal of acidic emissions is resulting in acid stress to, and increased mercury concentrations in, the vast number of poorly buffered lakes of this summer range. Suns *et al.* (1980) found that, in Precambrian lakes of Muskoka, Ontario, the availability of mercury to fish was strongly correlated with the size of the drainage basins and lake volume. They also demonstrated that acid stress accelerated mercury uptake in young yellow perch.

Johnels *et al.* (1969) point out that naturally occurring mercury levels in fish from uncontaminated but extremely acidic or oligotrophic lakes may be more than twice as high as the suggested maximum background level (0.2 ppm) for lakes in general. This view was supported by D'Itri *et al.* (1971), who compared rainbow trout from an oligotrophic and an eutrophic lake. Miller and Akagi (1979) found that the amount of methylmercury in the water column doubled when pH decreased by two units over organic sediment. Consequently, chronic exposure to elevated levels of mercury through the food resource may become a far more widespread, if less acute, hazard than that associated with waterborne industrial effluent. Acid precipitation poses an indirect threat to the loon in addition to augmenting the availability of mercury. Increased acidity may result in widespread depletion or elimination of the food resources (Beamish 1974, 1976; Beamish *et al.* 1975; Scheider *et al.* 1979), particularly for loon chicks, even before the toxic effects of mercury directly disrupt reproductive efforts of adult loons.

The physiological stresses of migration and moult on birds are well documented. In loons, these stresses occur sequentially and, if aggravated by some degree of incapacitation due to mercury toxicity, may leave the loon more susceptible to secondary infection. Hartung and Dinman (1972) suggested that fish subjected to sublethal mercury poisoning had lowered resistance to infection by diseases or parasites. Preliminary investigations into the die-off of more than 2500 loons in the Gulf of Mexico during the winter of 1983 (Graham 1984) found elevated levels of mercury and pathological signs of mercury toxicity associated with abnormally high infestations of internal parasites, particularly microphallid trematodes.

Nesting success was lowest for those loons initiating clutches in C1 lakes (Table 4), being less than half that of C3 birds under conditions apparently similar except for exposure to mercury. The consistently high fledging success of loon chicks from all lake classes implies that the mercury level in C1 loon eggs sampled is too low (Table 6) to cause mortality once chicks have successfully hatched.

Loon chicks have high energy requirements and growth is rapid (Barr 1973). Thus it appears likely that mercury levels in the smaller prey fish on which chicks would be fed, especially during the first few weeks after hatching, would be diluted rather than increased in loon tissues. However, with a combination of increased prey size and decreasing growth rate by the time the chick fledges, mercury level in the brain could conceivably surpass that at hatching.

Loons feed intensively before migrating (McIntyre and Barr 1983). It is therefore possible for young loons to attain high concentrations of mercury before leaving the natal lake when 12–16 weeks old. Such levels could be further amplified if time was spent before migration on even more highly contaminated lakes nearby, such as Clay Lake. Assuming that a loon chick consumes approximately 50 kg of food and attains a weight of about 3 kg between hatching and migration (Barr 1973; the values used here are slightly less than I found in 1973, as loons in northwestern Ontario were smaller than those in Eastern Ontario), a mercury level of 0.5 ppm in available prey would result in the juvenile ingesting about 25 mg of mercury prior to migration. Most of this would be methylmercury, according to this and previous studies (Uthe 1971, Zitko *et al.* 1971, Westoo 1973).

Although the biological half-life of mercury is not well documented for birds, it seems relatively short (Wright *et al.* 1974). For methylmercury it is at least 5 weeks for some species (Swensson and Ulfvarson 1968), and about 12 weeks in Mallard drakes (Stickel 1973, unpubl. rep. in White and

Stickel 1975). Juvenile loons do not return to the breeding grounds until at least their third spring, a period encompassing two complete and one partial moult. Hence, juveniles migrating with a high body burden of mercury from a natal lake would have a good chance of reducing mercury levels if, when returning to the breeding grounds, they select lakes free of mercury contamination. Adults would also benefit from wintering in areas with low background levels of mercury. Loons undergo a complete moult, including renewal of primary feathers, by late winter, before migrating to the breeding grounds. Growing feathers, particularly primaries, are known to concentrate mercury. Compared to breast muscle, mercury levels in primary feathers were up to 12 times as high in adults and 22 times as high in juvenile Pintail ducks (Vermeer and Armstrong 1972). In both adult and juvenile loons, whether healthy or emaciated, both back and belly feathers contained approximately 5–6 times the levels in breast muscle (Frank *et al.* 1983). Berg *et al.* (1966) divided by seven to estimate the mercury levels in muscle from known levels in feathers. Thus, individual loons, if wintering on relatively mercury-free waters, should arrive on the breeding grounds with internal mercury levels lower than at any other time of year. Loons tend to return to familiar summer territories, hence any mercury contaminant reduced by moulting will quickly be replenished and further amplified if the bird returns to mercury-contaminated waters. However, one cannot dismiss the possibility of mercury contamination on the wintering grounds.

4. Sensitivity to mercury poisoning

Birds exhibit a wide range of sensitivity to mercury, depending on species, exposure time, toxicant level, age, and physiological demands (Borg *et al.* 1970, Stoewsand *et al.* 1974, Finley *et al.* 1979). Loons with mercury levels in various tissues equal to or exceeding those in other birds showed similar symptoms. In loons the level of mercury was, occasionally, tenfold higher in liver than in brain tissue. Fimreite (1971) observed a significant decrease in hatchability of pheasant eggs with methylmercury levels of 0.5–1.5 ppm from hens containing 3–13.7 ppm in liver tissues. The hens, though apparently healthy, suffered from spinal nerve demyelination. The survival of the chicks that hatched was not reduced by the presence of methylmercury. Finley and Stendell (1978) found that Black Duck (*Anas subrubripes*) ducklings died from approximately 3–7 ppm methylmercury in the brain. Thus earlier stages of life appear most sensitive to mercury poisoning, although long-term exposure is eventually lethal at lower levels than is short-term exposure, even in older birds (Platonow and Funnell 1971, Evans and Kostyniak 1972).

5. Correlation of mercury in prey and reproduction in loons

Mercury levels in prey species were high enough to inhibit reproductive activities of loons in some territories of lakes in the lower reaches of C1. Upstream from Bali Lake only one egg was laid (which did not hatch) from 1974 to 1976. The highest total mercury level (2.21 ppm) of sampled eggs came from one of the only two territories on Ball Lake where loons laid eggs. Mercury levels in fish sampled from this territory were unexpectedly low for Ball Lake (perch 0.15 ppm, Table 5) (see Fimreite and Reynolds 1973) relative to its position along the Wabigoon River, and considerably lower than levels in perch collected at other locations in Ball Lake (Bishop and Neary 1976), even accounting for the difference in size. A chick was successfully reared on the same territory in 1975. The second chick died at hatching with 2.44 ppm total mercury (homogenate, whole chick) and 0.178 mg mercury total body burden. Eggs from this C1 nest and two nests on different C2 lakes were abnormally pigmented (pale ash to grey-green, few or no dark spots). Both nests from C2 lakes were predated and no renesting was attempted. During the present study, abnormally pigmented eggs (pale green to turquoise, with no spots) were found in nests of a Herring Gull (*Larus argentatus*) colony on Clay Lake. Abnormally coloured eggs have been associated with mercury toxicity in other species (Fimreite 1971). Although eggs were laid in 78% of the potential territories on Indian Lake, the next lake downstream from Ball Lake, no nests were initiated during the 3-year study in two occupied territories where perch ($\bar{x}$ length = 161 mm) averaged 0.36 ppm.

Failure to produce eggs appears to be a common manifestation of methylmercury contamination in birds (Ljunggren 1968, Peakall and Lincer 1972, Wright *et al.* 1974). Egg production may decline before embryo residues cause teratogenicity or increased mortality in newly hatched young (Heinz 1974, present study). Mercury levels in some loon eggs from the lower reaches of C1 Lakes (Table 6) may be sufficiently high to reduce hatching success; they exceed levels found to increase embryo mortality in other species (Borg *et al.* 1969, Spann *et al.* 1972). The mean difference in mercury levels of 17% ± 9 (n = 14 pairs) between eggs of the same clutch and a range of 24% in brain levels between siblings suggests that both chicks would not necessarily succumb to mercury toxicity at hatching as residues approached a critical level.

6. Correlation of mercury levels with loon behaviour

There are indications of reduced nest site fidelity in mercury-contaminated birds (Tejning 1967). Such aberrant behaviour, if it occurred in loons, may have been amplified in areas where changing water levels made it more difficult to go from water to nest. Thus reduced attachment to nests might explain the greater nest desertion and predation that resulted in lower success of clutches in C1 and C2 than in similar C3 lakes with little or no mercury contamination.

Adult loons with total mercury concentrations in the brain as low as 2 ppm (Table 6, Fig. 6) may show aberrations in reproductive behaviour, resulting in lowered incubation success and the abandonment of territories. More territories were abandoned after brief periods each spring in C1 and C2 than in other lake classes (Fig. 5). Peregrine Falcons with mercury levels of 42 ppm in primary feathers apparently failed to produce eggs and abandoned their nests (Berg *et al.* 1966). Using the same author's conversion factor this approximates 6 ppm in muscle tissue. The figure is probably high, but still approximates total mercury levels in muscle tissue of loons from the C1 and C2 lakes of the Ball–Indian Lake region. Heinz (1976) showed that, after prolonged exposure to a diet containing 0.5 ppm methylmercury (equal to 0.1 ppm in natural diet), Mallard hens, whose eggs contained an average of 0.86 ppm, exhibited aberrant nesting behaviour.

Exposure time and residual tissue levels carried by loons from one season to the next are important determinants of tissue burdens. Methylmercury concentrates in and is retained longer by dark muscle than by white muscle fibre (Backstrom 1969). Such dark, well irrigated and myoglobin-rich muscle fibre is characteristic of loons. Added to residual tissue loads from previous seasons, mercury levels of 0.35–0.5 ppm in prey may be adequate to elevate residues to levels in adult loons in time to interfere with reproductive behaviour.

Using the mean weight for breeding males (4.4 kg) and females (3.54 kg) from the present study and assuming a food consumption of 20% body weight per day (Barr 1973), male and female loons would ingest approximately 6.2 and 5.0 mg of mercury per week respectively at 1.0 ppm in prey. However, no loons hatched chicks in territories harbouring perch ($\bar{x}$ length = 161 mm) with mean residue levels >0.36 ppm, while only one egg was laid in lakes from which mean mercury levels in perch ($\bar{x}$ length = 141 mm) exceeded 0.4 ppm. The highest total mercury level in brain from mated loons that hatched chicks between 1974 and 1976 occurred on Ball Lake (♂2.06 ppm, ♀1.83 ppm). The male weighed only 3.75 kg and was emaciated, although its other measurements (total length, wingspan, skull width, and length of bill, radius, tarsus, and midtoe) corresponded to those of considerably heavier males ($\bar{x}$ = 4.74 kg, SD = 0.35). The second lightest breeding male also came from Ball Lake. Emaciation and muscle atrophy are symptomatic of heavy metal poisoning (Borg *et al.* 1970), and the tissue may contain elevated mercury levels, although the concentration of mercury does not increase as rapidly as the concentration of organochlorines in emaciated loons (Frank *et al.* 1983).

In addition to eating more, male loons tend to eat larger fish than do females (Barr 1973). Because mercury concentration varies positively with length of fish within species from one location (Scott and Armstrong 1972), the consumption of larger prey may partly account for the generally higher levels of mercury in adult males than females of nesting pairs. But all these females had recently excreted considerable quantities of methylmercury via eggs, and other physiological differences cannot be discounted. In a comparison of 12 unpaired adult loons (7♂, 5♀ from eastern Ontario, Barr, unpubl. data), males (0.81 ppm) had higher, but not significantly so, concentrations of mercury in the brain than females (0.58 ppm). Data for newly hatched loon chicks from the present study are meagre, but the greatest difference (24.4%) for methylmercury concentration in brain occurred between the only male–female sibling pair, residues in the male being higher, although there was less than 2% difference in their weights. Differences in mercury levels in brain between male siblings and between female siblings were 3.4 and 16.3% respectively.

It appears that physiological blockage to egg production and reduced nest attentiveness by female loons occur in lakes where mercury residues, in prey and in eggs, exceed the levels that caused those symptoms recorded in experiments with other species. A lower percentage of loons laid or hatched eggs in such lakes. The present study shows that the male loon of a pair is likely to have mercury concentrations as high, if not higher, than his mate. Male loons normally share incubation duties and aggressively defend large territories. Any reduction in incentive to defend nest or territory could result in lowered reproductive success and breakdown of territories. One might expect some nervous system dysfunctioning to occur in loons chronically exposed to mercury contamination in C1 and C2 lakes. This may express itself in reduced territorial drive, resulting in the high percentage of abandoned territories after brief spring residence, and in abandoned and predated nests during the incubation period.

Clinical signs of mercury poisoning, such as impaired vision and ataxia, have been found in several avian species (Evans and Kostyniak 1972, Hays and Risebrough 1972) at mercury levels lower than those in loons from Ball Lake. Significant behavioural deviations due to methylmercury poisoning have also been observed in the absence of overt clinical signs (Spyker *et al.* 1972). It is reasonable to assume that any impairment of vision or ataxia in a visual hunter such as the loon would reduce its chances of procuring adequate food and its ability to defend a territory. Ataxia and blindness, as well as inappetance, retarded growth, and emaciation, have been observed in fish exposed to mercury (Takeuchi 1966, Ruohtula and Miettinen 1975, Panigrahi and Misra 1978). Large pike, another visual hunter, netted from C1 and C2 lakes during the present study were frequently emaciated. Mercury was even more concentrated in the eye lens than in the kidney or liver of large but emaciated pike from Clay Lake (Lockhart *et al.* 1972). There was also mercury-associated destruction to the retina of Clay Lake pike (Braeckevelt, pers. commun.).

From Ball Lake downstream on the Wabigoon river and in C2 lakes, mercury levels in perch approximated those in crayfish. Crayfish from waters subject to higher levels of waterborne mercury, upstream from Ball Lake, contained higher concentrations of mercury than did small perch. It seems probable that frequent deaths of highly contaminated fish from these waters contribute substantially to the food supply of scavenging crayfish. The high mercury levels reported by Scott and Armstrong (1972) and others for all species of fish present in the Clay Lake to Ball Lake reach of the Wabigoon River exceed lethal levels reported for other freshwater species (McKim *et al.* 1976). The emaciated condition and visual impairment of predacious species such as pike support the hypothesis of mercury-induced mortality.

The C1 waters contaminated by high levels of mercury were also affected by turbid conditions in which loons were found to consume a higher percentage of crayfish than fish. One could expect loons to accumulate mercury more rapidly in such waters than in clear-water lakes of equal contamination where they predominantly eat fish, or in the areas of lower contamination from Ball Lake downstream in C1 and C2 lakes, where the accumulation of mercury appeared to be sufficiently high to inhibit reproductive activities of some loons. The low percentage of birds laying eggs, the high percentage of territories abandoned, and the poor success in incubation by loons in C1 and C2 lakes where survival of chicks, once hatched, equalled that of C3 and C4 lakes, all show that the lowered reproductive success of loons, as mercury contamination increases, is due primarily to failure to produce eggs and to behavioural aberrations in adults.

7. Correlation of mercury with other toxicants

Checks during the present study for toxicants other than mercury indicated generally low levels (0.001 ppm for lindane, heptachlor, aldrin, heptachlor epoxide, and dieldrin in most cases; 0.02 ppm for all of the above chemicals plus DDT metabolites for all species; and 0.04 ppm for PCBs) in all fish tested from C1, C2, and C3 study lakes. In a survey from lakes across Ontario, including the present study area (Frank *et al.* 1983), only a very small percentage of loons contained toxicants at levels found to affect other species adversely. This phenomenon was supported by the observations of Locke and Bagley (1965) and Ohlendorf *et al.* (1982). This evidence shows that high levels of toxicants other than mercury were not derived from local food sources and that only a small percentage of loons in the study area would have accumulated high levels of such toxicants elsewhere. Non-mercury toxicants can be discounted as a major factor in the failure of loons in the Wabigoon–English system subjected to high levels of mercury contamination.

Methylmercury was found to act synergistically with parathion (Dieter and Ludke 1975), although ethylmercury (Ceresan M) in combination with DDE showed no synergism in Japanese Quail (*Coturnix japonica*) and Ring-necked Phea-

sant (*Phasianus colchicus*) (Kreitzer and Spann 1973). Therefore it is reasonable to assume that the detrimental effects of methylmercury may sometimes be augmented either synergistically or cumulatively, as in the case of organochlorines (Sileo *et al.* 1977).

Mercury appears to be the only toxicant present in prey species at levels sufficiently high to induce the effects found in the loon population on the study lakes. Vermeer *et al.* (1973) reported that mergansers, having eaten more perch and crayfish, contained higher concentrations of mercury than all other ducks tested. Perch in the present study contained levels of mercury only slightly lower than sauger and pickerel, two of the most highly contaminated species. Crayfish are also known to concentrate mercury to very high levels, mostly in the methylated form (Vermeer 1972, Doyle *et al.* 1976). Fish and crayfish apparently excrete mercury very slowly (Miettinen *et al.* 1969, Hamilton 1972, Uthe *et al.* 1972). According to Wood (1972), the half-life for methylmercury in perch is approximately 500 days and in pike 500–700 days, while Lockhart *et al.* (1972) found that pike, transferred from Clay Lake to a mercury-free lake, eliminated only 30% of their mercury contaminant in 1 year. Jarvenpaa *et al.* (1970) found the methylmercury half-life in European pike (*Esox* sp.) to be almost 2 years.

There is little doubt that fish remaining in the contaminated lakes would increase their concentration of mercury for a considerable time after the input of pollution ceased. According to Armstrong and Hamilton (1973), the vast reservoir of mercury in Clay Lake ensures that crayfish affected by these waters will retain elevated levels of mercury for decades. It is reasonable to assume that fish and loons, which feed on both, will be affected equally as long. There was essentially no change in levels of mercury contamination in fish in the Wabigoon–English River system during this study (Bishop and Neary 1976). The persistence and effects of mercury-contaminated sediments from industrial effluents is fully supported by studies on other aquatic systems (Hasselrot 1968, Underdal and Hastein 1971, Kleinert and Degurse 1972, Langley 1973). Hence, no increase in the loon population or its reproductive success in mercury-contaminated lakes of the Wabigoon–English River system can be expected for many years. Because of the unpredictable, extensive water-level changes resulting from dams, even the lakes along this river system that are little contaminated will for the foreseeable future be poor nesting places for loons.

Summary

Unpredictable water-level fluctuations and turbidity resulted in significant decreases in the number of territories established and in the nesting success of loons. Increasing turbidity resulted primarily in a decrease in the number of potential territories occupied. Large, unpredictable water-level changes resulted in increased desertion and predation of clutches. Clutches initiated in territories subject to turbid waters alone hatched as frequently as those in the control group.

There was a strong negative correlation between the successful use of territories by breeding loons and levels of mercury contamination in lakes for 160 km downstream from the source of industrial pollution on the Wabigoon River. The correlation was weaker beyond 160 km downstream, being masked by the deleterious effects of extensive, unpredictable water-level changes and turbidity. However, prey species and loons and their eggs from this area contained levels of mercury contamination high enough to result in reduced egg production, physical and behavioural dysfunction, and increased mortality.

Reductions in egg laying, and in nest site and territorial fidelity were associated with mean mercury concentrations ranging from 0.3 to 0.4 ppm in prey, and from 2 to 3 ppm in adult loon brain and loon eggs. Loons established few territories, laid only one egg, and raised no progeny in waters where mean contamination of small prey species exceeded 0.4 ppm.

The existing amounts of mercury and organic sediment, combined with river currents and both aerobic and anaerobic methylation, ensure that levels of contamination will decline slowly and remain available to loons through the food chain for decades.

The naturally elevated levels of mercury in the vast number of poorly buffered lakes throughout the loons' breeding grounds, including the present study area, are likely to be increased to hazardous levels by persistent, wide-spread acid precipitation.

Literature cited

Alexander, G.R. 1976. Diet of vertebrate predators on trout waters in north central, lower Michigan. Michigan Dep. of Nat. Res., Fisheries Div. Fisheries Res. Rep. No. 1839: 18 pp.

Allan, R.J.; Cameron, E.M.; Jonasson, I.R. 1974. Mercury and arsenic levels in lake sediments from the Canadian Shield. Proc. 1st Int. Mercury Congr., Barcelona, Spain.

Armstrong, F.A.J.; Hamilton, A.L. 1973. Pathways of mercury in a polluted northwestern Ontario lake. Pages 131–155 *in* Singer, Philip C., ed. Trace metals and metal-organic interactions in natural waters. Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, MI.

Armstrong, F.A.J.; Schindler, D.W. 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 28(2):171–187.

Armstrong, F.A.J.; Metner, D.; Capel, M.J. 1972. Mercury in sediments and waters of Clay Lake, northwestern Ontario. Fish. Res. Bd. Can. Pages 46–67 *in* Uthe, J.F. ed. M.S. Rep. Ser. No. 1167. Freshwater Institute, Winnipeg.

Backstrom, J. 1969. Artskillnader i kvicksilverdistributionen. Mus-fagel-fisk. Nord. hyg. Tidskr. 50:130–134.

Barr, J.F. 1973. Feeding biology of the Common Loon (*Gavia immer*) in oligotrophic lakes of the Canadian Shield. Ph.D. thesis, Univ. Guelph.

Beamish, R.J. 1974. Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8(1):85–95.

Beamish, R.J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. Water, Air and Soil Pollution 6:501–514.

Beamish, R.J.; Lockhart, W.L.; Van Loon, J.C.; Harvey, H.H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. Ambio 4(2):98–102.

Berg, W.; Johnels, A.; Sjostrand, B.; Westermark, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. Oikos 17:71–83.

Bishop, J.N.; Neary, B.P. 1976. Mercury levels in fish from northwestern Ontario, 1970–1975. Minist. Environ. Ont., Can. 84 pp.

Bligh, E.G. 1970. Mercury and its contamination of freshwater fish. Fish. Res. Bd. Can. M.S. Rep. Ser. No. 1088. Freshwater Inst., Winnipeg, 27 pp.

Borg, K.; Erne, K.; Hanko, E. 1969. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. Viltrevy 6(4): 301–379.

Borg, K.; Erne, K.; Hanko, E.; Wanntorp, H. 1970. Experimental secondary methylmercury poisoning in the Goshawk (*Accipiter g. gentilis* L.). Environ. Pollut. (1):91–104.

Brosset, C. 1982. Total airborne mercury and its possible origin. Water A.S.P. 17(1):37–50.

Dewdney, S.; Arbuckle, F. 1975. They shared to survive. The Native Peoples of Canada. Macmillan, Toronto.

Dieter, M.P.; Ludke, J.L. 1975. Studies on combined effects of organophosphates and heavy metals in birds. I. Plasma and brain cholinesterase in Coturnix quail fed methylmercury and orally dosed with parathion. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13(3):257–262.

D'Itri, F.M.; Annett, C.S.; Fast, A.W. 1971. Comparison of mercury levels in an oligotrophic and a eutrophic lake. Mar. Technol. Soc. J. 5(6):10–14.

Doyle, M.; Koepp, S.; Klaunig, J. 1976. Acute toxicological response of the crayfish (*Orconectes limosus*) to mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16(4):422–424.

Dunker, H. 1974. Habitat selection and territory size of the Black-throated Diver, *Gavia arctica* (L.), in south Norway. Norw. J. Zool. 22:15–29.

Evans, H.L.; Kostyniak, P.J. 1972. Effects of chronic methylmercury on behaviour and tissue mercury levels in the pigeon. Fed. Proc. 31(2):A561.

Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants. Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. No. 9. 39 pp.

Fimreite, N. 1974. Mercury contamination of aquatic birds in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 38(1):120–131.

Fimreite, N.; Karstad, L. 1971. Effects of dietary methylmercury on Red-tailed Hawks. J. Wildl. Manage. 35(2):293–300.

Fimreite, N.; Holsworth, W.N.; Keith, J.A.; Pearce, P.A.; Gruchy, I.M. 1971. Mercury in fish and fish-eating birds near sites of industrial contamination in Canada. Can. Field-Nat. 85(3):211–220.

Fimreite, N.; Reynolds, L.M. 1973. Mercury contamination in fish in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 37(1):62–68.

Finley, M.T.; Stendell, R.C. 1978. Survival and reproductive success of Black Ducks fed methylmercury. Environ. Pollut. 16(1):51–64.

Finley, M.T.; Stickel, W.H.; Christen, R.E. 1979. Mercury residues in tissues of dead and surviving birds fed methylmercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21(1–2):105–110.

Fisheries and Environment Canada. 1977. Mercury: methods for sampling and analysis. Review Committee to the Environmental Contaminants Program Steering Committee.

Frank, R.; Lumsden, H.; Barr, J.F.; Braun, H.E. 1983. Residues of organochlorine and mercury in eggs and tissues of healthy and emaciated Common Loons (*Gavia immer*), Ontario, Canada, 1968–80. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12:641–654.

German, M.J. 1969. Water pollution survey of the Wabigoon River. Manuscr. Rep., Ont. Water Resour. Comm. 24 pp.

Graham, F. Jr. 1984. Mystery at Dog Island. Audubon 86(2):30–33.

Hamilton, A.L. 1972. Pond experiments on the uptake and elimination of mercury by selected freshwater organisms. Fish. Res. Bd. Can. Manuscr. Rep. Ser. No. 1167:93–106.

Hartung, R.; Dinman, B.D. 1972. Environmental mercury contamination. Ann Arbor Sci. Publ. Inc. 349 pp.

Hasselrot, T.B. 1968. Report on current field investigations concerning the mercury content in fish, bottom sediment, and water. Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm, 48:102–111.

Hays, H.; Risebrough, R.W. 1972. Pollutant concentrations in abnormal young terns from Long Island Sound. Auk 89(1):19–35.

Heinz, G.H. 1974. Effects of low dietary levels of methylmercury on mallard reproduction. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11:386–392.

Heinz, G.H. 1976. Methylmercury: second generation reproductive and behavioural effects on mallard ducks. J. Wildl. Manage. 40(4):710–715.

Hendzel, M.R.; Jamieson, D.M. 1976. Determination of mercury in fish. Anal. Chem. 48(6):926–928.

Jarvenpaa, T.; Tillander, M.; Miettinen, J.K. 1970. Methylmercury: half-time of elimination in flounder, pike and eel. Suom Kemistil. B 43:439–442.

Jernelov, A.; Landner, L.; Larson, T. 1975. Swedish perspectives on mercury pollution. J. Water P.C. 47(4):810–822.

Johnels, A.G.; Olsson, M.; Westermark, T. 1969. Svenska Vatten med Laga kvicksilverhalter. Svenskt Fiske 4:92–94.

Jonasson, I.R.; Boyle, R.W. 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. Can. Min. Metall. Bull. 65(717):32.

Jonasson, I.R.; Sangster, D.F. 1974. Variations in the mercury content of sphalerite from some Canadian sulphide deposits. Proc. 5th Int. Symp. Geochem. Explor., Vancouver. Elliot, I.L., ed. Elsevier, Amsterdam.

Kleinert, S.J.; Degurse, P.E. 1972. Mercury levels in Wisconsin fish and wildlife. Wis. Dep. Natl. Resour. Wis. Tech. Bull. 52 (Res. Rep. 74). 22 pp.

Kreitzer, J.F.; Spann, J.W. 1973. Tests of pesticidal synergism with young pheasants and Japanese quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 9(4):250–256.

Langley, D.G. 1973. Mercury methylation in an aquatic environment. J. W.P.C.F. 45(1): 44–51.

Lehtonen, L. 1970. Zür biologie des Prachttauchers *Gavia a. arctica* (L.) [Biology of the Black-throated Diver, *Gavia a. arctica* (L.)]. Ann. Zool. Fenn. 7(1):25–60. Illus. (*Gavia stellata* L.) ecologi. Zool. Revy 30:83–88.

Ljunggren, L. 1968. The influence of mercury poisoning on the reproduction and general health of wood pigeons. Viltrevy 5(8):423–434.

Locke, L.N.; Bagley, G.E. 1965. DDT in loons. Pages 13–14 *in* The effect of pesticides on wildlife: 1964 research findings of the Fish and Wildlife Service. Fish and Wildl. Ser. Circ. No. 226.

Lockhart, W.L.; Uthe, J.F.; Kenney, A.R.; Mehrle, P.M. 1972. Methylmercury in northern pike (*Esox lucius* L.): distribution, elimination and some biochemical characteristics of contaminated fish. J. Fish. Res. Bd. Can. 29:1519–1523.

Lockhart, W.L.; Uthe, J.F.; Kenney, A.R.; Mehrle, P.M. 1973. Studies on methylmercury in northern pike (*Esox lucius* L.). Pages 115–118 *in* Hemphill, D.D. ed. Symp. on Trace substances in environmental health-VI, 1973. Univ. of Missouri, Columbia.

Madsen, P.P. 1981. Peat bog records of atmospheric mercury deposition. Nature 293(5828):127–130.

McIntyre, J.W. 1974. Territorial affinity of a Common Loon. Bird Banding 45(2):178.

McIntyre, J.W. 1975. Biology and behaviour of the Common Loon (*Gavia immer*) with reference to its adaptability in a man-altered environment. Ph.D. thesis, Univ. Minnesota. 230 pp.

McIntyre, J.W.; Barr, J.F. 1983. Premigratory behaviour of Common Loons on the autumn staging grounds. Wilson Bull. 95(1):121–125.

McKim, J.M.; Olson, G.F.; Holecombe, G.W.; Hunt, E.P. 1976. Long term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution and elimination. J. Fish. Res. Bd. Can. 33:2726–2739.

Miettinen, J.K.; Tillander, M.; Rissanen, K.; Miettinen, V.; Ohmomo, T. 1969. Distribution and excretion rate of phenyl- and methylmercury nitrate in fish, mussels, molluscs and crayfish. Proc. 9th Japan. Conf. Radioisotopes, At. Energy Soc. Jap.

Miller, D.R.; Akagi, H. 1979. pH affects mercury distribution, not methylation. Ecotoxicology and Environmental Safety 3:36–38.

Munro, J.A. 1945. Observations of the loon in the Caribou Parklands, BC. Auk 62:38–49.

Ohlendorf, H.M.; Bartonek, J.C.; Divoky, G.J.; Klaas, E.E.; Krynitsky A.J. 1982. Organochlorine residues in eggs of Alaskan (USA) seabirds. US Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. 245:1–41.

Olson, S.T.; Marshall, W.H. 1952. The Common Loon in Minnesota. Univ. of Minn. Occas. Papers No. 5.

Ontario Water Resources Commission. 1970. A water use study of the Wabigoon River below Dryden. River Basin Water Qual. Surv. Program. O.W.R.C., Toronto. 23 pp.

Panigrahi, A.K.; Misra, B.N. 1978. Toxicological effects of mercury on a freshwater fish, *Anabas scandens*, Cuv. & Val. and their ecological implications. Environ. Pollut. 16(1):31–39.

Peakall, D.B.; Lincer, J.L. 1972. Methylmercury: its effect on eggshell thickness. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 8(2):89–90.

Platonow, N.S.; Funnell, H.S. 1971. The accumulation of mercury in chickens, following prolonged administration of low levels of an inorganic mercurial. The Veterinary Record 88(19):503–504.

Ruohtula, M.; Miettinen, J.K. 1975. Retention of Hg-labelled methylmercury in rainbow trout. Oikos 26:385–390.

Scheider, W.A.; Jefferies, D.S.; Dillon, P.J. 1979. Effects of acidic precipitation on precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5(1):45–51.

Scott, D.P. 1974. Mercury concentration of white muscle in relation to age, growth and condition in four species of fishes from Clay Lake, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 31:1723–1729.

Scott, D.P.; Armstrong, F.A.J. 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 29:1685–1690.

Sileo, L.; Karstad, L.; Frank, R.; Holdrine, M.V.; Addison, E.; Braun, H.E. 1977. Organochlorine poisoning of Ring-billed Gulls in southern Ontario. J. Wildl. Dis. 13(3):313–322.

Spann, J.W.; Heath, R.G.; Kreitzer, J.F.; Locke, L.N. 1972. Ethylmercury p-toluene sulphonanilide: Lethal and reproductive effects on pheasants. Science 175:328–331.

Spyker, J.B.; Sparber, S.P.; Goldberg, A.M. 1972. Subtle consequences of methylmercury exposure: behavioural deviations in offspring of treated mothers. Science 177:621–623.

Stoewsand, G.S.; Bache, C.A.; Liske, D.J. 1974. Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11(2):152–156.

Suns, K.; Curry, C.; Russell, D. 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling yellow perch. Techn. Rep. LTS 80-1. Ont. Minist. Environ.

Swensson, A.; Ulfvarson, U. 1968. Distribution and excretion of various mercury compounds after a single injection in poultry. Acta Pharm. Toxicol. 26:259–272.

Takeuchi, T. 1966. Minamata disease in fishes. Pages 297–301 *in* Minimata disease — A study on the toxic symptoms produced by organic mercury. Publ. Dep. Med. Sci. Univ. Kumamoto. (Engl. transl.).

Tejning, S. 1967. Biological effects of methylmercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl, *Gallus gallus* L. Oikos 8 (suppl.):7–116.

Underdal, B.; Hastein, T. 1971. Mercury in fish and water from a river and a fjord in Kragero Region, South Norway. Oikos 22(1):101–105.

Uthe, J.F. 1971. Determination of total and organic mercury levels in fish tissue. Int. Symp. on Identification and Measurement of Environmental Pollutants, Ottawa, Ont., June 1971.

Uthe, J.F.; Solomon, J.; Grift, B. 1972. Rapid semimicro method for the determination of methylmercury in fish tissue. J. AOAC, 55(3):583–589.

Vermeer, K. 1972. The crayfish, *Orconectes virilis*, as an indicator of mercury contamination. Can. Field-Nat. 86(2):123–125.

Vermeer, K.; Armstrong, F.A.J. 1972. Mercury in Canadian prairie ducks. J. Wildl. Manage. 36(1):179–182.

Vermeer, K.; Armstrong, F.A.J.; Hatch, D.R.M. 1973. Mercury in aquatic birds at Clay Lake, western Ontario. J. Wildl. Manage. 37(1):58–61.

Westoo, G. 1973. Methylmercury as a percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. Science 181(4099): 567–568.

White, D.H.; Stickel, L.F. 1975. Impacts of chemicals on waterfowl reproduction and survival. Pages 132–142 *in* Trans. First Int. Waterfowl Symp., St. Louis, Missouri, Feb. 1975.

Wood, J.M. 1972. A progress report on mercury. Environ. 14(1):33–39.

Wright, F.C.; Younger, R.L.; Riner, J.C. 1974. Residues of mercury in tissues and eggs of chickens given oral doses of panogen-15. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12(3):366–372.

Yonge, K.S. 1981. The breeding cycle and annual production of the Common Loon (*Gavia immer*) in the boreal forest region. M.Sc. thesis, Univ. Manitoba, Winnipeg.

Zitko, V.; Finlayson, B.J.; Wildish, D.J.; Anderson, J.M.; Kohler, A.C. 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of Fundy and on the Nova Scotia Banks. J. Fish. Res. Bd. Can. 28:1285–1291.

Zoltai, S.C. 1961. Glacial history of part of northwestern Ontario. Geol. Assoc. Can. P. 13:61–83.

Other publications in the Occasional Papers Series

No. 1
Birds protected in Canada under the Migratory Birds Convention Act, 4th ed. Publication bilingue.
Cat. No. CW69-1/1. Publ. 1957, rev. 1980.

No. 2
Canadian bird names, French, English and scientific.
Publication bilingue.
Cat. No. CW69-1/2. Publ. 1957, rev. 1972.

No. 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service by D.A. Benson.
Out of print.
Cat. No. CW69-1/3. Publ. 1963, repr. 1966.

No. 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961 by J.S. Tener.
Cat. No. CW69-1/4. Publ. 1963, repr. 1972.

No. 5
Age determination in the polar bears by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/5. Publ. 1964, repr. 1973.

No. 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers by D.A. Benson.
Out of print.
Cat. No. R69-1/6. Publ. 1964.

No. 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick by C.D. Fowle. Out of print.
Cat. No. R69-1/7. Publ. 1965.

No. 8
Birds of Nova Scotia — New Brunswick border region by G.F. Boyer.
Cat. No. CW69-1/8. Publ. 1966, repr. 1981.

No. 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction by N. Fimreite.
Cat. No. R69-1/9. Publ. 1971.

No. 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/10. Publ. 1971, repr. 1972.

No. 11
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys by D.A. Benson.
Cat. No. R69-1/11. Publ. 1971.

No. 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969 by H.J. Boyd.
Cat. No. R69-1/12. Publ. 1971.

No. 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace–Athabasca Delta by H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/13. Publ. 1972.

No. 14
The Great Cormorants of eastern Canada by A.J. Erskine.
Cat. No. CW69-1/14. Publ. 1972.

No. 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada by G.R. Parker.
Cat. No. CW69-1/15. Publ. 1972.

No. 16
Bird migration forecasts for military air operations by H. Blokpoel.
Cat. No. CW69-1/16. Publ. 1973.

No. 17
Waterfowl populations on the Peace–Athabasca Delta. 1969 and 1970 by D.J. Nieman and H.J. Dirschl.
Cat. No. CW69-1/17. Publ. 1973.

No. 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada by R.S. Anderson and L.G. Raasveldt.
Cat. No. CW69-1/18. Publ. 1974.

No. 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972 by M. Gilbertson and L. Reynolds.
Cat. No. CW69-1/19. Publ. 1974.

No. 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations by C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman and J.M. Stander.
Cat. No. CW69-1/20. Publ. 1974.

No. 21
Use of museum specimens in toxic chemical research by A.M. Rick.
Cat. No. CW69-1/21. Publ. 1975.

No. 22
Impoundments for waterfowl by W.R. Whitman.
Cat. No. CW69-1/22. Publ. 1976.

No. 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species by R.W. Fyfe and R.R. Olendorff.
Cat. No. CW69-1/23. Publ. 1976.

No. 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs by L.G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/24. Publ. 1976.

No. 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada by D.N. Nettleship.
Cat. No. CW69-1/25. Publ. 1976.

No. 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area by Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling and George B. Kolenosky.
Cat. No. CW69-1/26. Publ. 1976.

No. 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta by R. Stewart Anderson and Roderick B. Green.
Cat. No. CW69-1/27. Publ. 1976.

No. 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories by T.H. Manning.
Cat. No. CW69-1/28. Publ. 1976.

No. 29
Developments in PPS sampling – Impact on current research by A.R. Sen.
Cat. No. CW69-1/29. Publ. 1976.

No. 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces by Thomas J. Wood and Stanley A. Munroe.
Cat. No. CW69-1/30. Publ. 1977.

No. 31
Migration and population dynamics of the Peace–Athabasca Delta goldeye population by D.B. Donald and A.H. Kooyman.
Cat. No. CW69-1/31. Publ. 1977.

No. 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography by John P. Kelsall, E.S. Telfer and Thomas D. Wright.
Cat. No. CW69-1/32. Publ. 1977.

No. 33
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay by Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson and Dale Cross.
Cat. No. CW69-1/33. Publ. 1977.

No. 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands by Lawson G. Sugden.
Cat. No. CW69-1/34. Publ. 1978.

No. 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic by Gerald R. Parker.
Cat. No. CW69-1/35. Publ. 1978.

No. 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta by Michael F. Sorensen.
Cat. No. CW69-1/36. Publ. 1978.
No. 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches by William A. Langford and Donald J. Cocheba.
Cat. No. CW69-1/37. Publ. 1978.
No. 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964-74, on two land types in the Manitoba Newdale Plain by G.D. Adams and G.G. Gentle.
Cat. No. CW69-1/38. Publ. 1978.
No. 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976 by D.N. Nettleship and A.J. Gaston.
Cat. No. CW69-1/39. Publ. 1978.
No. 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment by Frank L. Miller and Anne Gunn.
Cat. No. CW69-1/40. Publ. 1979.
No. 41
Avian Community structure of six forest stands in La Mauricie National Park, Quebec by J.-L. DesGranges. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/41E. Publ. 1979.
No. 42
Population ecology studies of the polar bear in northern Labrador by Ian Stirling and H.P.L. Kiliaan. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/42E. Publ. 1980.
No. 43
Census methods for murres, *Uria* species; a unified approach by T.R. Birkhead and D.N. Nettleship. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/43E. Publ. 1980.
No. 44
Population ecology studies of the polar bear in the area of southeastern Baffin Island by Ian Stirling, Wendy Calvert, and Dennis Andriashek. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/44E. Publ. 1980.
No. 45
Polynyas in the Canadian Arctic by Ian Stirling and Holly Cleator, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/45E. Publ. 1981.
No. 46
The Lesser Snow Geese of the eastern Canadian Arctic by H. Boyd, G.E.J. Smith, and F.G. Cooch. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/46E. Publ. 1982.
No. 47
The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974-79 by Ian Stirling, Michael Kingsley, and Wendy Calvert. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/47E. Publ. 1982.
No. 48
Foraging behaviour of Peary caribou in response to springtime snow and ice conditions by F.L. Miller, E.J. Edmonds, and A. Gunn. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/48E. Publ. 1982.
No. 49
A review of some important techniques in sampling wildlife by A.R. Sen. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/49E. Publ. 1982.
No. 50
Intensive regulation of duck hunting in North America: its purpose and achievements by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/50E. Publ. 1983.
No. 51
Human dimensions of migratory game-bird hunting in Canada by Shane A.D. Parker and Fern L. Filion. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/51E. Publ. 1984.
No. 52
Components of hunting mortality in ducks by G.S. Hochbaum and C.J. Walters. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/52E. Publ. 1984.
No. 53
The interpretation of aerial surveys for seabirds: some effects of behaviour by A.J. Gaston and G.E.J. Smith. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/53E. Publ. 1984.
No. 54
Waterfowl studies in Ontario, 1973–81 by S.G. Curtis, D.G. Dennis, and H. Boyd, eds. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/55E. Publ. 1985.
No. 55
The reported kill of ducks and geese in Canada and the USA, 1974–82 by Hugh Boyd. Disponible également en français.
Cat. No. CW69-1/55E. Publ. 1985.

J.F. Barr

Environment CANADA Environnement
0021988F VOL ISS 56 1985
EXC # 001
SK 471 C3314
PUBLICATION HORS-SERIE (SERVICE CAN
ADIEN DE LA FAUNE).
OOFF

La dynamique des populations de Huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

J.F. Barr[1]

La dynamique des populations de Huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario

Publication hors série
Numéro 56
Service canadien de la faune

Also available in English

[1] 91, rue Forest, Guelph (Ontario) N1G 1J3.
Anciennement contractuel au
SCF, Ottawa (Ontario) K1A 0E7.

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1986
Numéro de catalogue : CW69-1/56F
ISBN 0-662-1441-2
ISSN 0576-6370

Conception : Rolf Harder & Assoc.

Table des matières

4	Remerciements
4	**Résumé**
5	**Introduction**
6	**Région étudiée et méthodes**
7	1. Détermination des territoires potentiels pour le huard
7	2. Critères de sélection
8	3. Mesure de la turbidité
8	4. Fluctuations du niveau de l'eau
8	5. Perturbations d'origine humaine
8	6. Cueillette et analyse des spécimens
9	**Résultats**
9	1. Niveau d'eau et turbidité
12	2. Perturbations d'origine humaine
13	3. Mercure
17	**Analyse**
17	1. Effets des fluctuations du niveau d'eau
18	2. Effets de la turbidité
19	3. Le mercure assimilable et son accumulation dans les huards
20	4. Sensibilité à l'empoisonnement au mercure
21	5. Corrélation entre le mercure dans les proies et la reproduction des huards
21	6. Corrélation entre les niveaux de mercure et le comportement du huard
22	7. Corrélation entre le mercure et les autres agents toxiques
23	**Résumé**
24	**Bibliographie**

Liste des tableaux

9	Tableau 1. Distribution de fréquence des niveaux d'eau maximums et minimums annuels, exprimée en % du nombre total d'années d'enregistrements à cinq stations
10	Tableau 2. Augmentations (A) et diminutions (D) maximums du niveau de l'eau en mai, juin et juillet, à cinq stations le long du réseau hydrographique Wabigoon–English
11	Tableau 3. Effets des fluctuations du niveau de l'eau et de la turbidité sur l'occupation des territoires et le succès des huards
13	Tableau 4. Huards ayant une couvée, des poussins ou des jeunes emplumés, dans les lacs des quatre classes étudiées
15	Tableau 5. Résidus de mercure dans les poissons, par classe de lacs étudiée
16	Tableau 6. Niveaux de mercure (ppm, masse humide) dans des tissus et des oeufs de huards du nord-ouest de l'Ontario
16	Tableau 7. Mercure (ppm) dans certains tissus de huards adultes (n = 37) et de poussins (n = 10)
16	Tableau 8. Corrélation (r) entre le mercure total et le mercure-méthyle contenus dans les tissus provenant du foie, des muscles et du cerveau de huards adultes et de poussins, et corrélation entre chacun de ces tissus

Liste des figures

6	Figure 1. Région étudiée
10	Figure 2. Variation du niveau mensuel des hautes eaux enregistrée chaque année, en mai, juin et juillet, à cinq stations le long du réseau hydrographique Wabigoon–English
10	Figure 3. Il y a trois jours, ce nid de huard était situé à 17 cm au dessus du niveau de l'eau
11	Figure 4. Pourcentage de nids victimes de prédateurs ou de couvées écloses selon quatre combinaisons de fluctuations du niveau de l'eau et de la turbidité
12	Figure 5. Pourcentage de territoires potentiels dans les quatre classes de lacs étudiées ayant accueilli des huards jusqu'à l'étape de la ponte
13	Figure 6. Niveaux de mercure dans les huards et les proies, et succès des huards dans les quatre classes de lacs étudiées

Remerciements

J'ai effectué la présente étude en vertu d'un contrat avec le Service canadien de la faune. Je désire exprimer ma reconnaissance à de nombreuses personnes, et tout particulièrement à J.A. Keith, du Service canadien de la faune, pour la possibilité d'effectuer cette recherche et pour son aide constante; à John Williamson, Guy Winterton, Bob Williams et au personnel du ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, au district de Dryden et de Kenora pour leur collaboration et leur soutien logistique; à Barnie Lamm, de Gimli (Manitoba), pour sa collaboration et l'utilisation des embarcations et des installations au lac Ball; à Joe Loon et Andy Keewatin, de Grassy Narrows, pour l'information concernant les récents changements historiques dans l'écologie du réseau hydrographique Wabigoon–English; aux McCord du «Maynard Lake Lodge» pour leur hospitalité et leur aide; à Joan Barr, pour ses encouragements, son aide et sa collaboration à la dactylographie; et à mes collègues pour leurs critiques constructives du manuscrit. Le Service canadien de la faune est reconnaissant envers J. McIntyre pour avoir revu le manuscrit.

Résumé

Les Huards à collier des lacs du réseau hydrographique Wabigoon–English, dans le nord-ouest de l'Ontario, ont subi les effets néfastes des fluctuations artificielles et imprévisibles du niveau de l'eau, de la turbidité et de la contamination par le mercure. D'importantes modifications du niveau de l'eau provoquées par l'homme ont donné lieu à une augmentation de la désertion et de la prédation des couvées. Une turbidité croissante s'est traduite d'abord par une diminution du nombre de territoires potentiels occupés. Il existait une forte corrélation négative entre l'occupation réussie des territoires par les huards reproducteurs et la contamination au mercure. Les résultats laissent croire que l'on peut prévoir des diminutions du nombre d'oeufs pondus ainsi que de la fidélité au nid et au territoire, lorsque les concentrations de mercure varient entre 0,3 et 0,4 ppm dans les proies et entre 2 et 3 ppm dans le cerveau des huards adultes et dans les oeufs de huards. Les effets des précipitations acides sur la présence de mercure assimilable dans la chaine alimentaire des huards font aussi l'objet d'un examen.

Introduction

La présente publication porte sur la dynamique des populations de huards soumises à la contamination par le mercure ou à des fluctuations artificielles du niveau de l'eau et de la turbidité, ou les deux à la fois.

Les restrictions imposées à l'emplacement des nids de huards les rendent vulnérables aux inondations lorsque les niveaux d'eau augmentent et aux prédateurs lorsque les niveaux d'eau baissent. Les huards vivent dans des habitats holarctiques offrant, pour la nidification, de nombreux lacs soumis au rythme naturel des changements annuels du niveau de l'eau. Selon ce rythme naturel, les niveaux d'eau sont élevés pendant la fonte printanière, puis il baissent graduellement jusqu'à la saison de nidification. La précipitation durant cette période élève rarement les niveaux de façon assez importante pour noyer les nids, et la sécheresse laisse rarement les nids isolés loin de l'eau. Toutefois, les modifications des niveaux d'eau à des fins hydroélectriques ou de captation dans les réservoirs rompent le rythme naturel et amplifient de façon exagérée les fluctuations. D'importants changements des niveaux d'eau et des débits ainsi que la présence d'effluents industriels contribuent à la détérioration de l'environnement aquatique, y compris un accroissement de la turbidité.

Après des études sur la contamination au mercure dans le réseau hydrographique des rivières Wabigoon et English, il semble que les oiseaux ichtyophages en général (Fimreite *et al.*, 1971; Vermeer et Armstrong, 1972) et le Huard à collier (*Gavia immer*) en particulier peuvent souffrir des niveaux élevés de mercure-méthyle accumulé en raison de leur alimentation (Fimreite et Reynolds, 1973; Fimreite, 1974). Fimreite (1974) a observé relativement peu de huards adultes et a noté l'absence de jeunes huards dans les lacs du bassin de drainage de la rivière Wabigoon en aval de Dryden, en comparaison des autres lacs des environs. Des niveaux élevés de mercure-méthyle ont aussi été trouvés dans les sédiments (Armstrong *et al.*, 1972), dans les tissus d'invertébrés aquatiques (Hamilton, 1972) et dans diverses espèces de poissons (Bligh, 1970; Lockhart *et al.*, 1972 et 1973; Scott, 1974; Bishop et Neary, 1976) provenant du réseau hydrographique Wabigoon en aval de Dryden et du réseau hydrographique English en aval des chutes Maynard.

L'usine d'eau de javel de Dryden a été jugée la principale source de la contamination au mercure transporté par l'eau dans le réseau hydrographique Wabigoon–English (Bligh, 1970), le niveau de mercure-méthyle atteignant 21,95 ppm (Fimreite et Reynolds, 1973) dans des poissons provenant du lac Clay, à quelque 85 km en aval et 5,25 ppm dans ceux qui provenaient du lac Tetu, à 320 km en aval, près de la frontière de l'Ontario et du Manitoba. Les niveaux de mercure dans les tissus provenant de foies de huards du lac Ball atteignaient 90,5 ppm et se situaient en moyenne à 51,9 ppm en 1971 (Fimreite, 1974).

Même si la quantité d'effluents de mercure entrant dans la rivière Wabigoon en provenance de l'usine d'eau de javel de Dryden a été prétendument réduite au début des années 1970, passant de 95 g à 3 g par tonne de chlore produit, la capacité de production de l'usine étant de 11 000 à 12 000 tonnes de chlore par année, les niveaux de mercure dans le biote échantillonné en aval jusqu'en 1972 indiquaient que le mercure n'était pas éliminé du réseau par des moyens naturels aussi rapidement qu'on l'avait d'abord cru (Armstrong et Hamilton, 1973). Selon Fimreite et Reynolds (1973), cela peut être dû, en partie, aux conditions oligotrophes prévalant dans les environnements aquatiques de la région, une opinion que viennent appuyer des études effectuées en Suède (Jernelov *et al.*, 1975) et aux États-Unis (D'Itri *et al.*, 1971; Kleinert et Degurse, 1972).

Des niveaux élevés de mercure n'ont pas seulement été trouvés dans les parties du réseau hydrographique Wabigoon–English, directement touchées par l'effluent de l'usine d'eau de javel de Dryden, mais également dans d'autres lacs de la région étudiée. Ces lacs sont situés sur la rivière Wabigoon, en amont du barrage de Dryden et sur la rivière English en amont des chutes Maynard. D'autres lacs de la région qui sont entièrement indépendants des rivières Wabigoon et English sont également atteints. Ces niveaux élevés de mercure se retrouvent dans les poissons échantillonnés (voir Bishop et Neary, 1976). Les sources de mercure dans les lacs non sujets à la contamination transportée par les eaux en provenance de l'usine de Dryden ne sont pas connues, mais peuvent être d'origine naturelle, aérienne, ou les deux (Fimreite et Reynolds, 1973). Des niveaux élevés de mercure présent naturellement en association avec les dépôts de minéraux, particulièrement les zones de roches vertes, sont courants dans le nord-ouest de l'Ontario (Jonasson et Boyle, 1972; Allan *et al.*, 1974). Jernelov *et al.* (1975), Madsen (1981) et Brosset (1982) étudient la dispersion de l'étendue probable (globale) dans l'atmosphère de mercure de sources naturelles et industrielles. Que la source soit naturelle ou industrielle, qu'elle soit d'origine locale ou qu'elle provienne de la diffusion atmosphérique globale, la présence de mercure assimilable dans la chaîne alimentaire aquatique est accrue par les précipitations acides. Le nombre relativement faible d'oiseaux ichtyophages observé le long des parties du réseau hydrographique contenant des niveaux potentiellement dangereux de contaminants au mercure laisse penser qu'il existe un lien possible entre ces deux facteurs.

Région étudiée et méthodes

La région étudiée s'étendait sur environ 50 000 km², centrée sur le bassin de drainage du réseau hydrographique Wabigoon–English (figure 1). J'ai choisi 34 lacs contenant au total 222 territoires potentiels et les ai divisés en quatre classes (C) comme suit :

C1 composé de 6 lacs (54 territoires potentiels) en aval de la source et directement dans le trajet du mercure transporté dans l'eau par la rivière Wabigoon à Dryden. Dans ces lacs, on a retrouvé des niveaux élevés de mercure-méthyle dans les invertébrés aquatiques, dans les poissons ainsi que dans les oiseaux ichtyophages.

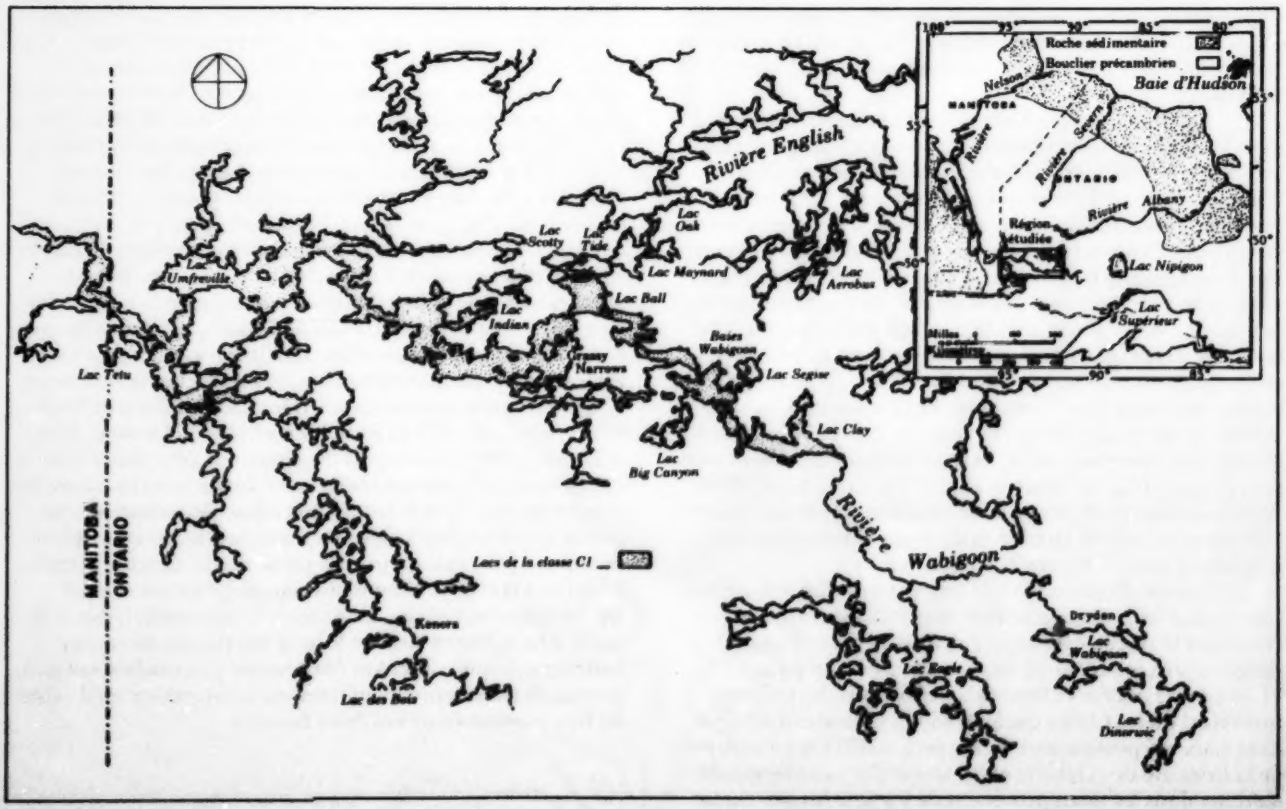
C2 composé de 6 lacs (17 territoires potentiels) dans le réseau hydrographique Wabigoon–English ou à proximité, hors du courant de mercure transporté dans les eaux, mais directement accessibles aux poissons en provenance des lacs C1.

Dans tous les cas, les cours d'eau s'écoulaient des lacs C2 en aval des régions plus contaminées par le mercure.

C3 composé de 10 lacs (97 territoires potentiels) sur le réseau hydrographique contaminé, mais en amont de la source de contamination au mercure sur la rivière Wabigoon et en amont des chutes Maynard sur la rivière English. Il n'y a pas d'accès connu aux lacs C3 pour le mercure transporté dans l'eau ou pour les poissons contaminés en provenance des lacs C1 ou C2.

C4 composé de 12 lacs (54 territoires potentiels) adjacents au réseau hydrographique contaminé, mais indépendants de celui-ci. Ces lacs constitueront le groupe témoin.

Figure 1
Région étudiée



1. Détermination des territoires potentiels pour le huard

J'ai étudié les lacs choisis sur des cartes topographiques à l'échelle 1:250 000 (ministère des Mines et des levés techniques, Ottawa) et indiqué l'emplacement de tous les territoires pouvant accueillir des huards. Le choix préliminaire d'un territoire potentiel par l'utilisation de cartes s'inspirait de la taille et de la forme des lacs ainsi que du nombre, de l'emplacement, de la grandeur et de la forme des îles, des baies et des marécages. J'ai déterminé la superficie de chaque lac à l'aide d'un planimètre polaire à compensation Ott nº 16. La dimension du territoire et les caractéristiques de l'habitat jugées importantes pour les huards s'inspirent d'études antérieures (Barr, 1973) et en cours (Barr, en préparation) qui concordent fondamentalement avec les constations d'autres chercheurs pour ce qui est du Huard à collier (Munro, 1945; Olson et Marshall, 1952; McIntyre, 1975; Yonge, 1981) et pour d'autres espèces de huards (Lindberg, 1968; Lehtonen, 1970; Dunker, 1974).

Je suis ensuite allé reconnaître chaque lac en canot ou en embarcation à moteur. Au cours de la première reconnaissance, j'ai consigné, pour chaque territoire potentiel, la présence et l'emplacement de petites îles et îlots n'apparaissant pas sur les cartes, la nature physique du rivage, la végétation marginale ainsi que le type et l'étendue des marécages et des hauts-fonds. Des filets maillants, des sennes et des pièges à ménés ont été utilisés pour confirmer la présence de proies convenables.

2. Critères de sélection

1. Seuls les lacs de plus de 40 ha ont été retenus.

Remarque : Même si les huards nichaient sur des lacs n'ayant que 6 ha, la taille moyenne du territoire était d'environ 75 ha (n = 442, présente étude; Barr, 1973). Les huards établissaient des territoires moins fréquemment sur les lacs de moins de 40 ha. Moins de 50 % des lacs de 20 ha de la région étaient occupés par des couples territoriaux et il y avait un déclin marqué et continu dans l'utilisation de lacs encore plus petits. Étant donné que la taille des territoires était réduite par la proximité des nids de couples nicheurs adjacents ou par la taille même du lac, les huards adultes se nourrissaient fréquemment sur les eaux non revendiquées (à l'extérieur de leur territoire) dans les lacs de grande dimension ou dans les lacs adjacents aux lacs de petite taille où ils nichaient. Dans ce dernier cas, le succès de la reproduction est moins susceptible de refléter le niveau de substance toxique dans les ressources alimentaires du lac où se trouve le nid.

2. Chaque territoire potentiel devait comporter au moins une île ou un marais avec des îlots individuels de plantes flottantes ainsi qu'un endroit protégé de l'action des vagues d'origine éolienne pour construire le nid et élever la couvée.

Remarque : La plupart des Huards à collier construisent leur nid sur des structures détachées de la terre ferme (îles, îlots de plantes flottantes, troncs d'arbres, monticules). Moins de 2 % de tous les nids de Huards à collier que j'ai observés se trouvaient sur la terre ferme.

3. Il devait y avoir du poisson, d'une taille appropriée pour servir d'aliment aux poussins depuis le moment de l'éclosion jusqu'au moment où ils sont emplumés (ce qui comprend du fretin [1–2 g] jusqu'à 200 g).

Remarques : Même si l'on a signalé que les Huards à collier avaient couvé et élevé leurs petits sur des lacs exempts de poissons (Munroe, 1945), voici ce que l'auteur a observé :

i) les lacs sans poisson, même s'ils sont occasionnellement fréquentés par les huards, ne comportent pas de couples reproducteurs qui construisent un nid.
ii) Les huards ont cessé de nicher sur les lacs dont le poisson a été éliminé par l'empoisonnement et n'ont pas maintenu de territoire ou recommencé à nicher avant que les populations de poissons ne se soient renouvelées plusieurs années plus tard.
iii) Dans le cas d'empoisonnement de lacs, les huards se gavaient pendant plusieurs jours de poissons agonisants faciles à attraper et faisaient montre d'un comportement territorial par l'attitude et par le cri. Après l'élimination des poissons, les huards ont abandonné ces lacs.
iv) Les huards ont niché plus fréquemment sur les lacs marginalement petits lorsque la population de poissons était accrue.

4. Un surplus de population de huards adultes, présents seuls ou en groupes, devait être disponible à des fins de remplacement dans les territoires. Ces huards occupent régulièrement les secteurs neutres des lacs étendus ou des lacs dépourvus des attributs permettant la nidification.

Remarques :
i) Le membre d'un couple territorial, quel que soit son sexe, recueilli dans un territoire établi au printemps, a toujours été remplacé en moins de deux semaines et plusieurs ont été remplacés en moins d'une journée. Par conséquent, un territoire potentiel, dans une région d'habitats de première qualité, était présumé vacant pour des raisons autres que l'absence de huards disponibles.
ii) Des 442 territoires potentiels choisis à l'aide de la méthode et des critères exposés plus haut, plus de 90 % des territoires non touchés par la turbidité de l'eau, les fluctuations artificielles des niveaux d'eau, les contaminants transportés dans l'eau ou les perturbations humaines fréquentes étaient occupés. De ce pourcentage, 95 % ont eu des occupants durant toutes les années de l'étude.

Une zone sur un lac était confirmée à titre de territoire potentiel après une première reconnaissance sur le site si elle répondait aux critères établis.

J'ai effectué la reconnaissance des lacs à des intervalles d'environ deux semaines entre mai et octobre en 1974 et 1975, et de mai à juillet en 1976, pour enregistrer la présence et le comportement des huards, l'établissement des nouveaux territoires et la modification ou le morcellement de territoires établis. Le succès de la reproduction de chaque couple a été suivi depuis la nidification jusqu'au moment où les jeunes étaient emplumés.

Diverses combinaisons de fluctuations du niveau de l'eau et de la turbidité ont affecté les territoires des huards dans toutes les classes étudiées; par conséquent, le territoire sert d'unité de base en fonction de laquelle chaque variable est comparée.

Le succès était basé sur le degré de fréquentation des territoires potentiels par les huards et mesuré, à l'aide de pointage, selon les catégories suivantes : non occupé par un couple territorial; occupé brièvement au printemps puis déserté; occupé jusqu'à la mi-juillet mais pas de tentative de nidification; construction de nid(s); oeufs couvés; poussins éclos; poussins élevés jusqu'au moment de l'envol. Pour être considéré occupé, un territoire devait être défendu par un couple de huards jusqu'à la mi-juillet. La somme des pointages de ces catégories pour un territoire potentiel, en pourcentage du maximum de points pouvant être atteint, déterminait la capacité de ce territoire à accueillir des huards. De la même façon, la somme des points pour les territoires, comme le pourcentage du maximum possible de points, déterminait le succès des territoires dans chaque lac et dans chaque classe de niveaux d'eau, de turbidité et de lacs.

3. Mesure de la turbidité

La turbidité de chaque territoire potentiel a été mesurée à l'aide de disques Secchi au moins une fois au printemps, à l'été et à l'automne, en 1974 et 1975, et au printemps, en 1976.

L'efficacité de l'alimentation des huards diminue lorsque la visibilité dans l'eau tombe au dessous de 1,5 m (Barr, 1973); les résultats ont donc été comparés entre les territoires où les lectures du disque étaient < 1,5 m et ceux où les lectures étaient > 1,5 m. Aucun territoire n'est passé d'une catégorie à l'autre.

4. Fluctuations du niveau de l'eau

J'ai vérifié le niveau de l'eau à chaque reconnaissance à l'aide de marques de référence sur des parois rocheuses verticales, de piquets de bois étalonnés et de règles de métal. De plus, j'ai obtenu les dossiers des archives d'une certains nombres de stations de surveillance associées aux barrages le long du réseau hydrographique Wabigoon–English. Ces données, enregistrées quotidiennement pour des périodes allant de 27 à 54 ans, à cinq endroits le long de la rivière English (station 1, 49°50′N, 91°30′O; station 2, 50°05′N, 91°35′O; station 3, 50°10′N, 92°12′O; station 4, 50°20′N, 92°20′O; station 5, 50°40′N, 93°10′O), ont été analysées pour déterminer les fluctuations saisonnières et annuelles résultant du contrôle du débit à l'aide des différents barrages et ont été comparées aux lacs soumis seulement à des fluctuations naturelles du niveau de l'eau.

5. Perturbations d'origine humaine

Les perturbations d'origine humaine ont été évaluées en établissant un pointage cumulatif pour chaque territoire potentiel. Des facteurs ont été attribués à la présence humaine, selon son éloignement de chaque lieu de nidification possible à l'intérieur d'un territoire :

moins de	50 m	150 m	300 m
facteur	3	2	1

Chaque facteur applicable a été multiplié par le nombre de chalets et, à chaque reconnaissance jusqu'au mois d'août, par le nombre d'embarcations. Les embarcations d'un territoire ont été divisées en deux catégories, les embarcations de passage et celles qui s'attardaient. Les embarcations qui s'attardaient ont été multipliées (facteur + 2) pour tenir compte de la perturbation prévue par suite de la présence humaine prolongée près des sites de nidification. La plupart des embarcations dans la région étudiée contenaient des pêcheurs qui concentraient beaucoup de leurs efforts depuis les îles ou à proximité de celles-ci. La somme des pointages combinés a été divisée par le nombre de sites de nidification potentiels de chaque territoire. Le pointage accordé à chaque lac était composé de la somme des pointages pour chaque territoire divisée par le nombre de territoires du lac.

6. Cueillette et analyse des spécimens

Les poissons de la taille normalement consommés par les huards (10–250 g, voir Barr, 1973; Alexander, 1976) ont été attrapés dans des filets maillants (mèche de 1½", en coton et monofilament) et dans des pièges à ménés. Les écrevisses (*Orconectes* sp.) ont aussi été échantillonnées dans plusieurs lacs. L'utilisation de diverses espèces de proies nous a permis de comparer le niveau de mercure dans chacune et a compensé l'absence d'une espèce ou plus dans certains lacs. La perchaude (*Perca flavescens*) a servi d'espèce cible lorsqu'elle était présente en raison de sa prédominance dans les lacs de la région étudiée et dans l'alimentation des huards (voir Barr, 1973).

J'ai enregistré la date, le lac, la provenance et la longueur à la fourche de chaque poisson. Tous les sujets de chaque espèce recueillis à un même endroit ont été enveloppés séparément dans de l'aluminium, emballés dans un sac de plastique, congelés puis transportés au «Fresh Water Institute» de Winnipeg pour être analysés. Chaque poisson entier a été analysé séparément pour déterminer le mercure total par la méthode de Hendzel et Jamieson (1976).

Les oeufs de huards ont été recueillis seulement des nids désertés en 1974 et 1975 pour éviter de nuire au succès de la reproduction. L'analyse de ces oeufs a donné une estimation préliminaire des niveaux relatifs de mercure de chaque classe à l'étude. En 1976, 38 huards adultes (23 mâles, 15 femelles), 11 jeunes (5 mâles, 6 femelles) et 34 oeufs ont été systématiquement recueillis de territoires choisis dans la région étudiée. Les huards adultes ont été abattus à l'aide de B.B. ou de nº 2 magnum.

Immédiatement après avoir été recueilli, chaque oiseau a été pesé, mesuré et écorché. Des échantillons de tissus du muscle pectoral, du foie, du cerveau, des gonades et de la graisse ont été prélevés à des fins d'analyse de produits chimiques toxiques. Chaque tissu a été étiqueté (marqueur de buanderie hydrofuge) et enveloppé séparément dans de l'aluminium. Tous les échantillons de chaque spécimen ont été combinés dans des sacs en plastique individuels (Whirl-Pak) identifiés par numéro de spécimen à l'aide d'un crayon feutre indélébile. Chaque oeuf et chaque échantillon de tissus a été analysé séparément pour en déterminer le mercure total et le mercure-méthyle.

Les échantillons de huards prélevés en 1974 et 1975 ont été analysés par l'«Ontario Research Foundation» et les échantillons prélevés en 1976, par la Division des produits chimiques toxiques du Service canadien de la faune. Les échantillons de tissus ont été homogénéisés avec la moitié de leur poids d'acide sulfurique (0,1 *N*), puis gardés au congélateur dans des contenants en polyéthylène fermés jusqu'au moment de l'analyse. Au moment de l'analyse, deux sous-échantillons de 0,1 à 5 g ont été pesés dans des contenants en plastique jetables. Un sous-échantillon a été analysé pour en déterminer le mercure total et l'autre, pour en déterminer le mercure minéral, par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme, à l'aide d'agents réducteurs choisis, (Pêches et Environnement Canada, 1977). Les niveaux de mercure-méthyle ont été calculés d'après la différence entre le mercure total et le mercure minéral déterminé, calcul fiable pour autant que le pourcentage de mercure-méthyle soit élevé. Cette façon de procéder a pu être appliquée à tous les tissus sauf les tissus provenant de foies d'adultes qui contenaient souvent une quantité de mercure-méthyle ne s'écartant pas de zéro de façon statistiquement significative. Seulement les valeurs de mercure total obtenues des analyses d'échantillons de foies d'adultes ont donc été utilisées. Les résultats pour tous les échantillons recueillis dans la présente étude de même que ceux d'autres auteurs mentionnés sont exprimés en termes de masse humide.

Résultats

1. Niveau d'eau et turbidité

Les fluctuations annuelles du niveau de l'eau allaient de < 1 m dans les lacs témoins à > 3 m dans certains lacs étudiés. De façon caractéristique, les niveaux d'eau dans les lacs témoins atteignaient leur maximum à la fin de mai ou au début de juin, selon le moment où s'était produit le dégel au printemps, l'importance de la couverture nivale, les températures dominantes au printemps et la précipitation. Le moment et le niveau maximum atteint dépendaient également de la dimension du lac, de son isolement ou de sa situation dans le réseau hydrographique, mais le modèle se répétait d'une année à l'autre. Au début de juin, les niveaux avaient atteint leur maximum ou déclinaient. Après le dégel printanier, les modifications du niveau d'eau ne dépassaient jamais 0,6 m et rarement 0,3 m pendant toute la saison de nidification. Même si les précipitations locales ont causé certaines fluctuations, les huards s'y sont adaptés si nécessaire en ajoutant des matériaux au nid et aucun nid n'a été inondé. Comme les changements du niveau d'eau étaient faibles, la distance entre le nid et l'eau n'a pas varié de façon notable (<1 m) pendant toute l'incubation. De même, l'exposition des nids sur les îlots des marais et leur distance de l'eau sont demeurées à peu près identiques.

La situation décrite pour les lacs témoins ne s'est pas retrouvée dans les lacs étudiés touchés par les barrages le long du réseau hydrographique Wabigoon–English. Les changements saisonniers moyens des niveaux de l'eau dans la rivière Wabigoon et des autres lacs en amont du petit barrage sur cette rivière à Dryden ont été de 0,7 à 1,0 m pendant l'étude. Les niveaux fluctuaient souvent de 2,5 à 3 m dans d'autres lacs le long du réseau Wabigoon–English touchés par les grands barrages hydroélectriques. Au cours de l'étude, les lacs influencés par ces barrages se sont caractérisés par de grandes fluctuations du niveau d'eau au cours de la saison de nidification, fluctuations supérieures à 3 m en 1974. Celles-ci étaient imprévisibles pendant la saison et d'une année à l'autre, les niveaux présentant des différences de presque 4 m au cours d'une période identique, en 1974 et en 1976 au lac Ball. Les plus importantes fluctuations se sont produites le printemps tout comme dans les lacs témoins, mais elles avaient beaucoup plus d'ampleur, et de fréquentes augmentations se sont produites en juin et en juillet.

Les niveaux d'eau étaient exceptionnellement élevés en 1974, atteignant 1,5 m au dessus du niveau habituel pendant la fonte printanière dans les lacs du réseau hydrographique Wabigoon–English. L'action des barrages sur la rivière

Tableau 1
Distribution de fréquence des niveaux d'eau maximums et minimums annuels, exprimée en % du nombre total d'années d'enregistrements à cinq stations*

	Mois											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Station 1 (52)†												
Max.	2	0	0	0	21,2	36,5	23,1	0	5,8	9,6	1,9	0
Min.	3,9	1,9	30,8	44,2	0	0	0	0	7,7	9,7	1,9	0
Amplitude‡ (2,51)												
Station 2 (53)												
Max.	0	0	0	0	47,2	37,7	3,8	0	3,8	5,7	1,9	0
Min.	0	3,8	30,2	22,6	0	0	0	0	22,6	18,9	1,9	0
Amplitude (2,83)												
Station 3 (27)												
Max.	0	0	0	0	0	11,1	37,0	7,4	22,2	11,1	7,4	3,7
Min.	0	0	11,1	77,8	0	0	0	0	0	0	3,7	7,4
Amplitude (5,95)												
Station 4 (54)												
Max.	1,9	0	0	0	0	0	29,6	18,5	14,8	9,3	11,1	0
Min.	0	0	14,8	77,8	3,7	0	0	0	0	0	1,9	1,9
Amplitude (5,48)												
Station 5 (40)												
Max.	2,5	0	0	0	0	7,5	35,0	22,5	15,0	10,0	5,0	2,5
Min.	0	2,5	7,5	72,5	10,0	0	0	2,5	0	0	2,5	2,5
Amplitude (5,44)												

*Compilé d'après des données d'archives, mesures quotidiennes. Se reporter aux méthodes pour les coordonnées.
†Nombre d'années d'enregistrements quotidiens.
‡Amplitude entre le niveau d'eau maximum et minimum enregistré à chaque station de surveillance.

English par le lac Seul et sur la rivière Wabigoon à Dryden et aux chutes Wainwright, alliée à des pluies abondantes en juin ont donné lieu à une augmentation supplémentaire du niveau de l'eau de 30 à 40 cm à la mi-juin. Les niveaux élevés ont persisté jusqu'à la première semaine de juillet puis ont baissé rapidement (1,75 m en cinq jours) dans le réseau de la rivière Wabigoon et graduellement dans le réseau de la rivière English. Les niveaux d'eau ont continué de baisser dans les deux réseaux.

Le niveau des hautes eaux a culminé à 1,5 m plus bas en 1975 qu'en 1974, a été considéré comme représentatif des réseaux depuis la construction des grands barrages (commun. pers. avec des autochtones, des résidants et des propriétaires d'auberge) et s'approchait des niveaux approximatifs obtenus des archives (tableaux 1 et 2; figure 2). Les niveaux d'eau entre la fonte printanière et juillet 1976 étaient moins élevés qu'en 1975. L'ampleur du changement à l'intérieur de chacune des trois saisons de l'étude a été semblable (2,5 à 3 m), et elle a été légèrement moindre dans la rivière Wabigoon que dans la rivière English et également en 1975 et 1976 par rapport à 1974.

La plupart des territoires potentiels de tous les lacs étudiés contenaient une île ou plus comportant des sites de nidification utilisables. En 1974, les niveaux d'eau exceptionnellement élevés, qui ont persisté pendant toute la saison de nidification, ont complètement inondé les petites îles et éliminé de nombreux endroits de nidification antérieurement utilisés tout en rendant accessibles de nouveaux emplacements éventuels. Quelques couples de nicheurs s'étaient installés à ces emplacements au début de juin, mais cinq d'entre eux ont été inondés par la montée des eaux à la mi-juin. Les niveaux d'eau croissants en juin et en juillet ont empêché d'autres huards de nicher.

Les niveaux d'eau élevés ont eu pour effet d'accroître la turbidité en exposant l'argile et le sol tourbeux à une érosion constante et en entraînant à la surface une grande quantité de débris forestiers. Lorsque les niveaux d'eau ont baissé, les débris enchevêtrés et les rives boueuses exposées ont encore contribué à éliminer des sites de nidification éventuels. De plus, l'éclosion de grandes quantités d'algues vertes a recouvert le pourtour des îles d'une boue visqueuse et a empêché les huards d'avoir facilement accès au rivage. Quand les niveaux d'eau ont diminué, ces végétaux visqueux et nauséabonds pendaient des branches des arbres et des buissons et encombraient le rivage, nuisant ainsi encore davantage aux huards.

La baisse des niveaux d'eau en 1974, 1975 et 1976 s'est traduite par la désertion des nids et une prédation accrue lorsque les huards ont été incapables d'escalader jusqu'au nid (figure 3) ou ont été contraints de traverser de longues étendues (parfois dépassant 8 m) de rivage rocheux exposé. Le changement dans la distance entre le nid et l'eau a été significativement plus grand ($P = 0{,}005$, χ^2) pour les couvées qui ont été victimes de prédateurs ($n = 68$) que pour les couvées qui ont éclos ($n = 65$).

Selon les données des archives, les fluctuations du niveau de l'eau qui se sont produites pendant la présente étude sont conformes au modèle aux cinq stations surveillées pendant des périodes de 27 à 54 ans. Les maximums annuels du niveau de l'eau pouvaient tout aussi bien être atteints en juin ou en juillet qu'en mai (ANOVA, $F = 0{,}01$), et en fait, ont été atteints le plus fréquemment en juillet à trois des cinq stations et en mai à seulement une station (tableau 1).

Les variations des niveaux de mai à juillet se sont écartées de plus de 1,5 m du niveau maximum moyen à trois des cinq stations durant les trois mois (figure 2); le changement des niveaux d'eau du minimum au maximum a dépassé 1,5 m

Tableau 2
Augmentations (A) et diminutions (D) maximums du niveau de l'eau* en mai, juin et juillet, à cinq stations le long du réseau hydrographique Wabigoon–English

	Station									
	1		2		3		4		5	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
Mai	2,2	0	2,6	0,8	5,3	0	4,7	0,1	5,0	0,2
Juin	2,0	1,8	2,0	2,4	5,4	0	4,5	4,0	4,9	0
Juillet	1,2	1,5	0,8	2,0	5,3	1,5	4,0	4,6	4,5	4,9

*Mesures en mètres.

Figure 2
Variation du niveau mensuel des hautes eaux enregistrée chaque année, en mai, juin et juillet à cinq stations le long du réseau hydrographique Wabigoon–English

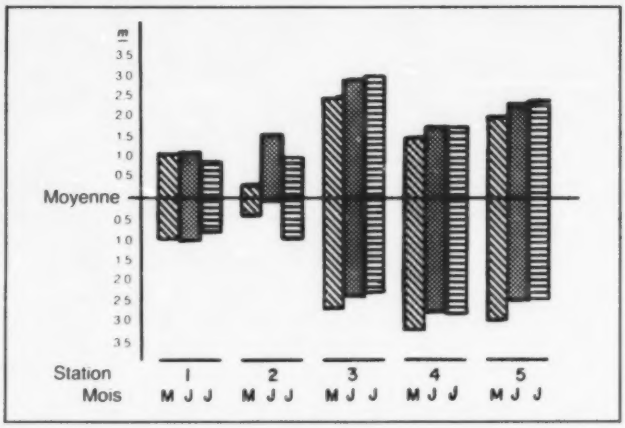


Figure 3
Il y a trois jours, ce nid de huard était situé à 17 cm au dessus du niveau de l'eau

à toutes les stations pour tous les mois sauf en mai à la station nº 2.

Les huards occupaient environ 15 % plus des territoires potentiels lorsque la fluctuation du niveau de l'eau était < 1,5 m. La plus importante réduction de l'occupation s'est produite dans les territoires où l'eau était turbide. Ainsi, à $P = 0{,}005$, notablement moins de territoires potentiels étaient occupés lorsqu'une clarté < 1,5 m prévalait tandis qu'il n'y avait pas de diminution notable dans ceux qui étaient soumis à des fluctuations du niveau de l'eau > 1,5 m seulement. En se fondant sur tous les territoires potentiels, le succès a été en moyenne 1,5 fois plus grand dans ceux où l'eau était relativement claire que dans les territoires ayant subi d'importantes fluctuations du niveau de l'eau.

Une fois occupés, le succès a été le plus important dans les territoires connaissant des conditions de turbidité et est demeuré le plus faible dans les territoires touchés à la fois par la turbidité et une fluctuation du niveau d'eau excessives (tableau 3). En excluant les territoires touchés par la turbidité, les territoires où les fluctuations ont été les plus faibles ont eu davantage de succès que ceux où les fluctuations ont excédé 1,5 m.

À l'exclusion de tous les territoires soumis à la contamination par le mercure (tableau 3), voici les résultats (significatifs à $P = 0{,}005$, χ^2) :

1. Davantage de huards ont déserté les territoires et moins de couples ont niché lorsque les fluctuations du niveau de l'eau étaient > 1,5 m et la clarté de l'eau < 1,5 m.

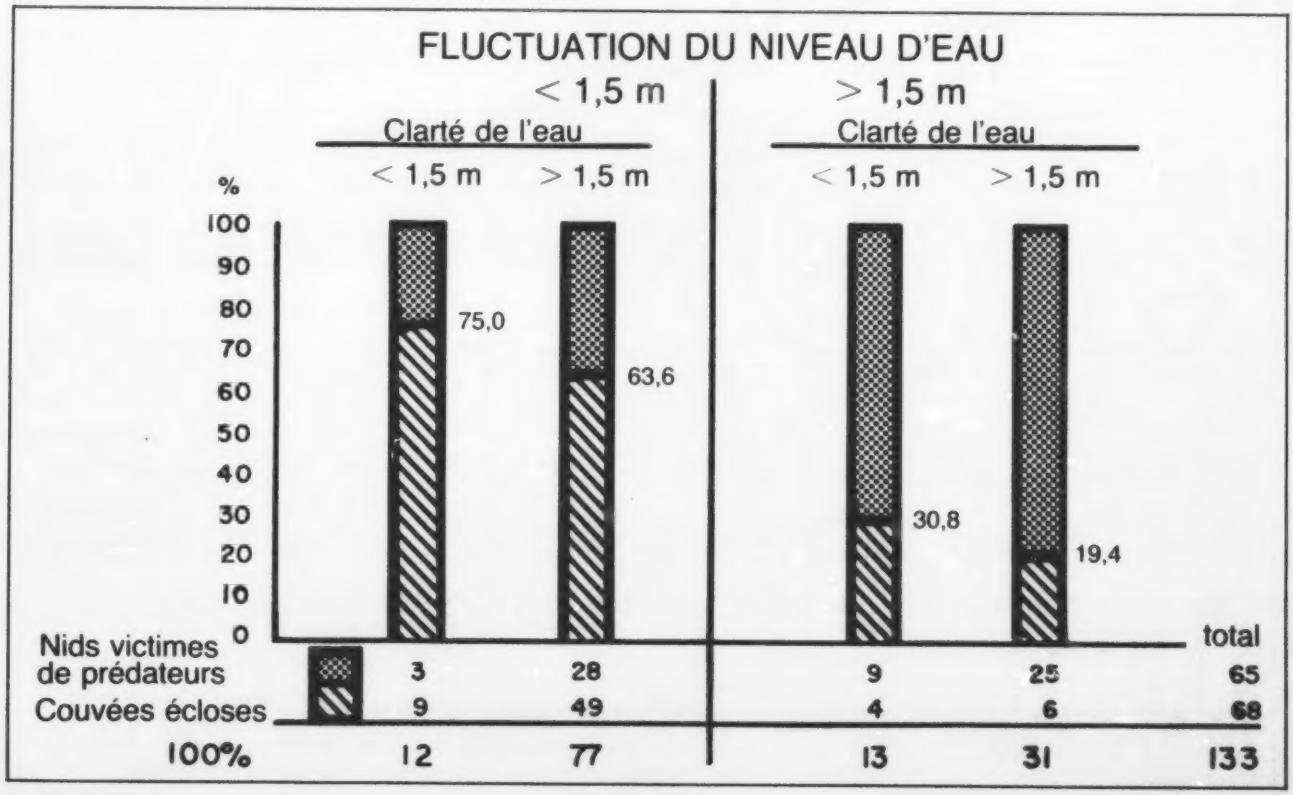
2. Un pourcentage moindre de couples ont niché lorsqu'ils occupaient des territoires où les fluctuations du niveau de l'eau étaient > 1,5 m et la clarté de l'eau < 1,5 m.

Tableau 3
Effets des fluctuations du niveau de l'eau et de la turbidité sur l'occupation des territoires et le succès des huards*

	Fluctuations du niveau de l'eau < 1,5 m		Fluctuations du niveau de l'eau > 1,5 m	
	Clarté de l'eau		Clarté de l'eau	
	<1,5 m	>1,5 m	<1,5 m	>1,5 m
Territoires potentiels n =	48,0	59,0	20,0	18,0
occupés n =	15,0	55,0	7,0	14,0
% occupés =	31,3	93,2	35,0	77,8
Succès † d'après				
a. tous les territoires potentiels	18,3	50,1	7,5	33,0
b. territoires occupés seulement	62,1	52,8	26,0	45,0
c. territoires où il y eu éclosion, en % des territoires où il y a eu ponte	n = 38 territoires 57,9		n = 8 territoires 25,0	

*Seulement les territoires exempts de contamination par le mercure.
†Voir méthodes.

Figure 4
Pourcentage de nids victimes de prédateurs ou de couvées écloses selon quatre combinaisons de fluctuations du niveau de l'eau et de la turbidité



Lorsque les fluctuations du niveau de l'eau étaient < 1,5 m, il n'y a pas eu de différence significative dans le taux de désertion ou dans le pourcentage de couples qui ont niché, chez les huards qui occupaient des territoires où la clarté était < 1,5 m par comparaison à > 1,5 m.

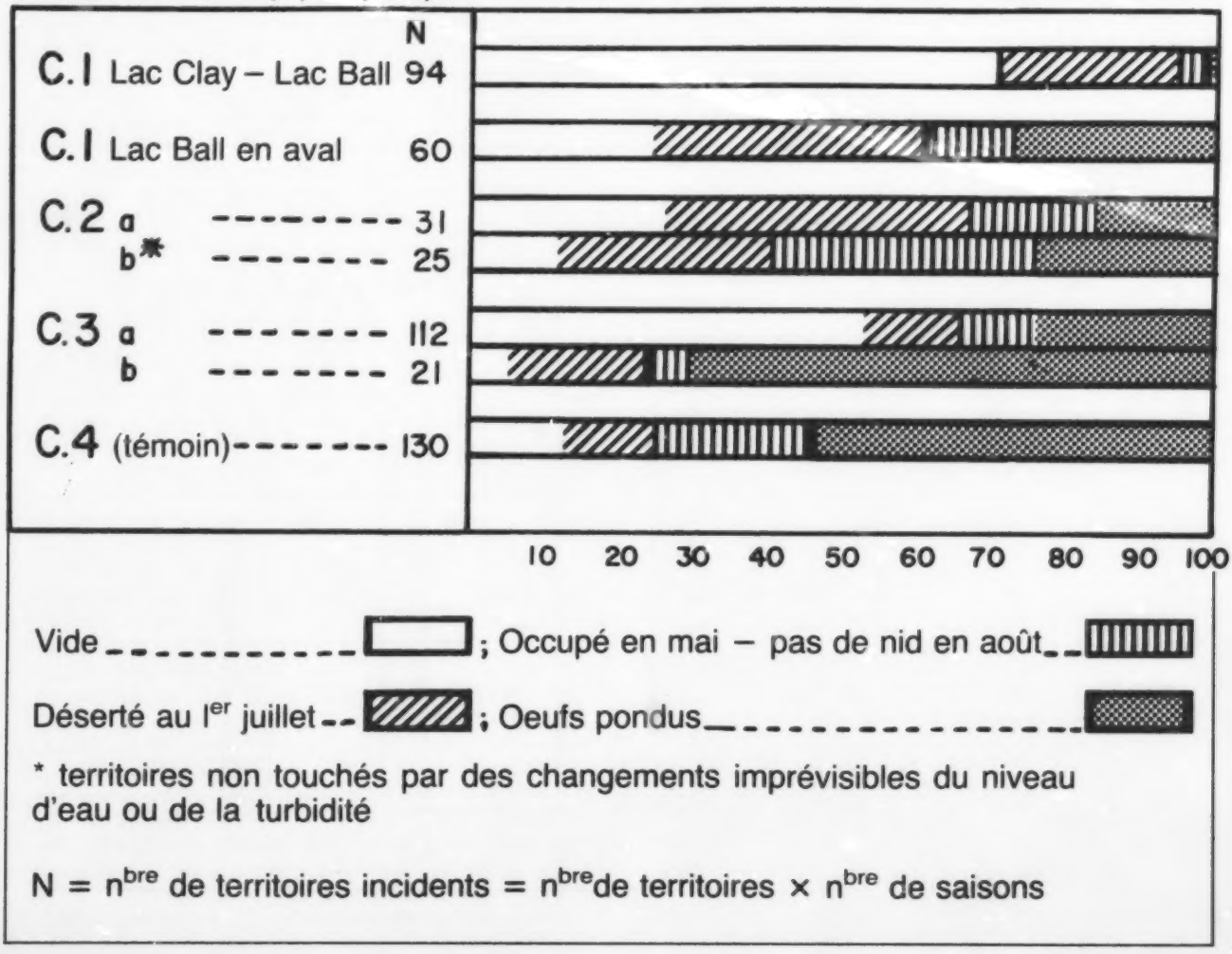
En excluant tous les territoires où les fluctuations du niveau de l'eau étaient > 1,5 m et la clarté < 1,5 m, il n'y a pas eu de différence significative dans le pourcentage de couples territoriaux qui ont niché.

Dans les territoires où les fluctuations du niveau de l'eau ont été < 1,5 m, il y a eu 33 % de plus de couvées qui ont éclos que dans les territoires où les fluctuations ont été plus importantes (significatif à $P = 0{,}005$). Si l'on établit une comparaison entre la répartition des couvées qui ont éclos et de celles qui ont été victimes de prédateurs en 1974 et en 1976, plus de 72 % des couvées qui ont éclos se retrouvent là où la clarté de l'eau était > 1,5 m et les fluctuations < 1,5 m. Le plus faible pourcentage de couvées qui ont éclos se retrouve là où les effets de la turbidité et des fluctuations importantes du niveau de l'eau se faisaient sentir (significatif à $P = 0{,}005$). En excluant les secteurs turbides et les nids inondés, plus de 80 % de tous les autres nids établis là où les fluctuations ont été > 1,5 m ont été victimes de prédateurs. Seulement 36 % des nids équivalents ont été victimes de prédateurs dans les territoires non touchés par les fluctuations artificielles du niveau de l'eau (figure 4). En conséquence, le taux de prédation des couvées de huards a été notablement plus grand ($P = 0{,}005$) dans les territoires touchés par des fluctuations artificielles > 1,5 m que dans les territoires où seule une clarté réduite de > 1,5 m que dans les territoires où seule une clarté réduite de < 1,5 m prévalait.

2. Perturbations d'origine humaine

Les perturbations d'origine humaine ont été significativement moindres ($P = 0{,}005$) dans les secteurs de la classe C1 que dans toutes les autres classes, et il n'y avait pas de différence significative entre les lacs des classes C2, C3 et C4, ce qui signifie que les perturbations d'origine humaine n'ont pas constitué un facteur important dans le faible succès observé chez les huards dans les lacs de la classe C1. La diminution de la pêche, celle-ci étant officiellement déconseillée dans les eaux chargées de mercure, ainsi que des autres activités récréatives (chalets, canotage, natation, ski nautique) sans doute découragées par le turbidité de l'eau, expliquerait une certaine baisse des perturbations d'origine humaine dans les eaux de la classe C1.

Figure 5
Pourcentage de territoires potentiels dans les quatre classes de lacs étudiées ayant accueilli des huards jusqu'à l'étape de la ponte



3. Mercure

3.1. Utilisation des territoires potentiels par les huards

Les territoires potentiels ont été occupés pendant toute la saison de reproduction dans 4 des 94 incidences possibles (une incidence = un territoire possible X dans une saison) dans les lacs le long d'une portion de 160 km de rivière en aval de la source de mercure transporté dans les eaux (figure 5). Seulement un nid a été construit le long de cette portion de la rivière Wabigoon entre 1974 et 1976 et aucun poussin n'a éclos. Une forte corrélation négative était particulièrement apparente, sur la même portion, entre le succès des territoires et les niveaux de mercure ($r = 0,97$).

Les couples reproducteurs défendaient un pourcentage plus élevé de territoires potentiels dans les lacs situés à plus de 160 km en aval de la source de contamination au mercure, mais nombre de ces couples avaient déserté le territoire à la fin de juin. Des huards n'ont niché que dans 2 des 11 territoires possibles du lac Ball et, même s'il y a eu nidification pour 11 des 27 incidences possibles et 7 des 9 territoires possibles du lac Indian, la plupart des nids ont été victimes de prédateurs et seulement une couvée a éclos entre 1974 et 1976.

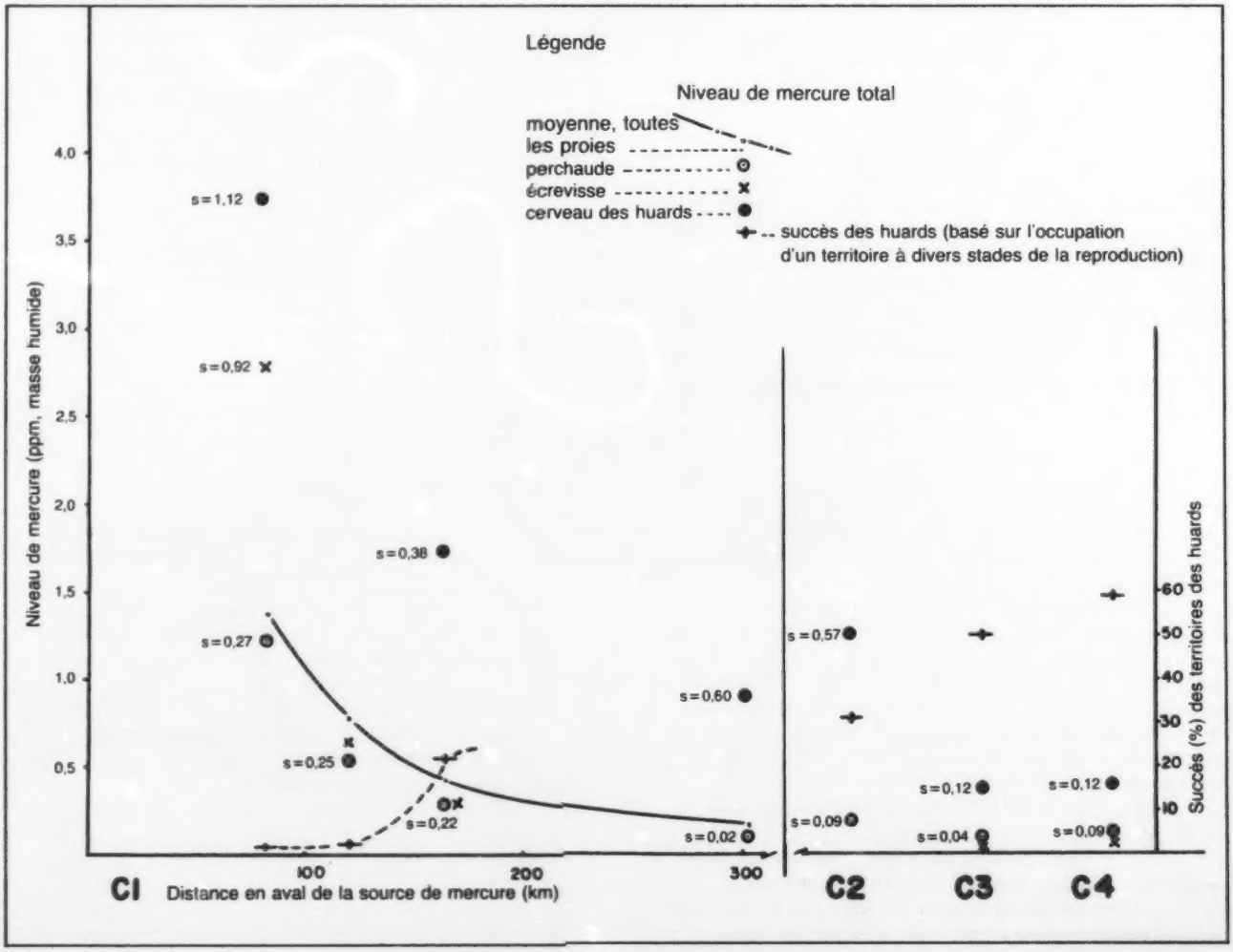
Les huards ont semblé nicher aussi facilement sur les lacs de la portion inférieure de la classe C1 que de la classe C2

Tableau 4
Huards ayant une couvée*, des poussins ou des jeunes emplumés, dans les lacs des quatre classes étudiées

		Classe de lacs étudiée			
		C1	C2	C3	C4
Nombre de couples ayant une couvée		9	9	37	36
Nombre de couples dont la couvée a éclos	(*a*)	2	3	17	23
	(%)	22	33	46	64
	(*b*)†		2	11	
	(%)		40	73	
Nombre de couples dont les poussins se sont emplumés		2	3	16	21
	(%)	22	33	43	58
Couvées emplumées/ couvées écloses	(%)	100	100	94	91
Poussins emplumés/ poussins éclos		3/4	3/4	23/30	33/38
	(%)	75	75	83	87

*Données basées sur 1974 et 1975 ensemble.
†Territoires dans les classes C2 et C3 non touchés par des fluctuations imprévisibles du niveau de l'eau et de la turbidité.

Figure 6
Niveaux de mercure dans les huards et les proies, et succès des huards dans les quatre classes de lacs étudiées



et même que de la classe C3 affectés par des conditions semblables de niveaux d'eau et de turbidité. Dans les territoires des classes C2 et C3 non touchés par les conditions de niveaux d'eau et de turbidité communes dans la classe C1, le pourcentage de territoires occupés était à peu près le même que celui du groupe témoin (C4). Même s'il y a eu peu de différence dans la proportion de territoires potentiels occupés dans les lacs de la classe C2 (comparés à ceux de la classe C4), une proportion plus élevée de huards sur les lacs de la classe C2 ont déserté et une proportion plus faible a niché, les deux constations étant significatives à $P = 0{,}005$. Il n'y a pas eu de différence significative entre la performance des huards dans les territoires de la classe C3 (ceux qui étaient comparables aux territoires de la classe C2) et la performance des huards sur les lacs de la classe C4.

3.2. Succès de la reproduction des huards

Si l'on compare le succès de la reproduction des huards qui ont commencé à couver dans les lacs des classes C1, C2 et C3 à ceux de la classe C4 (tableau 4), un pourcentage plus élevé de couvées ont éclos dans les territoires des lacs des classes C2 et C3 qui ont connu la modification saisonnière du niveau de l'eau < 1,5 m que dans les territoires soumis à des changements de niveaux égaux ou supérieurs à ceux des territoires des lacs de la classe C1. Le succès de l'éclosion dans les territoires de la classe C3 qui n'ont pas connu d'importants changements du niveau d'eau se compare favorablement au succès de l'éclosion dans les lacs de la classe C4. L'accroissement moindre du succès des couvées dans la classe C2 laisse croire que certains facteurs autres que d'importants changements du niveau de l'eau ou une diminution de la clarté de celle-ci entrent en jeu. La proximité de l'eau ayant des niveaux élevés de contamination au mercure et son accès facile aux huards adultes laissent croire à l'existence d'un lien.

Voici dans l'ordre, la tendance constatée de la classe C1 à la classe C4 : 0,08; 0,13; 0,51; 0,72 poussin ayant atteint le stade emplumé, par couple territorial, pour 1974 et 1975 ensemble. Parmi les quatre classes de lacs, il n'y a pas eu de différence significative dans la proportion de poussins devenus jeunes emplumés/poussins éclos.

Le degré d'utilisation par les huards des territoires potentiels dans les lacs étudiés est illustré à la figure 5 et au tableau 4. Les résultats pour la classe C4 sont comparables aux résultats obtenus pour des lacs semblables dans l'est de l'Ontario (Barr, non publié).

3.3. Mercure présent dans les proies

Voici les espèces de poissons recueillies : perchaude, doré (*Stizostedion vitreum*), doré noir (*Stizostedion canadense*), laquaiche argentée (*Hiodon tergisus*), grand brochet (*Esox lucius*), cisco de lac (*Coregonus artedii*), grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) et meunier noir (*Castostomus commersoni*) (voir méthodes). Sur les 31 estomacs de huards contenant des aliments, 21 (60 %) contenaient des écrevisses et seulement 11 (36 %) contenaient des restes de poissons. Les restes d'écrevisses étaient plus fréquents dans les estomacs de huards recueillis dans les lacs turbides. Il s'agissait d'une fréquence de plus du double de celle qui se constatait chez les huards recueillis dans des lacs limpides au cours d'une étude précédente (Barr, 1973), qui avait démontré que les huards éprouvaient de la difficulté à attraper une quantité de poissons adéquate à mesure que la turbidité augmentait.

À $P = 0{,}005$, lorsque les données de tous les poissons proies ont été combinées, voici les résultats obtenus :

1. Dans les lacs de la classe C1, le niveau de mercure dans les poissons proies diminuait de façon significative d'un ensemble de lacs à l'autre, vers l'aval : lac Clay > baies de la Wabigoon > ensemble des lacs Ball–Indian > lac Tetu (voir la figure 1).

2. Le niveau de mercure dans les poissons provenant du lac Tetu (le lac de la classe C1 le plus en aval) et des lacs de la classe C2 était notablement plus élevé que dans les poissons provenant des lacs de la classe C4.

De plus, les niveaux de mercure dans les poissons provenant des lacs Ball–Indian étaient sensiblement plus élevés que dans ceux qui provenaient des lacs de la classe C2 (à $P = 0{,}05$), tandis que les niveaux dans les poissons provenant des lacs de la classe C2 étaient sensiblement plus élevés que dans ceux provenant du lac Tetu (à $P = 0{,}01$). Dans les poissons proies provenant des lacs des classes C3 et C4, on a noté une différence significative des niveaux de mercure.

Lorsque seule la perchaude était prise en compte, voici quels étaient les résultats significatifs à $P = 0{,}005$:

1. Les niveaux de mercure dans les perchaudes provenant du lac Clay étaient plus élevés que dans celles qui provenaient des baies de la Wabigoon.

2. Les niveaux de mercure dans les perchaudes provenant des lacs Ball–Indian étaient plus élevés que dans celles qui provenaient du lac Tetu, ou des lacs des classes C2, C3 et C4.

3. Les niveaux de mercure dans les perchaudes provenant des lacs de la classe C2 étaient significativement plus élevés que dans ceux qui provenaient des lacs de la classe C4.

En outre, les niveaux de mercure dans les perchaudes provenant des baies de la Wabigoon étaient significativement plus élevés que dans celles qui provenaient des lacs Ball–Indian ($P = 0{,}01$). Les niveaux de mercure dans des perchaudes provenant des lacs de la classe C2 étaient généralement plus élevés que dans celles qui provenaient de la région du lac Tetu de la classe C1, mais cette différence n'était pas significative. Les niveaux de mercure dans les perchaudes provenant des lacs des classes C3 et C4 n'étaient pas significativement différents les uns des autres.

Lorsque des perchaudes et d'autres espèces de taille semblable ont été recueillies, les résultats (figure 6) laissent croire que les niveaux de mercure dans le brochet, le doré, le doré noir et la laquaiche seraient probablement plus élevés que dans la perchaude, mais que ces niveaux dans le cisco, le grand corégone et le meunier noir seraient probablement égaux ou inférieurs.

Les niveaux de mercure dans les écrevisses ont suivi une tendance semblable à celle du poisson, diminuant à mesure que la distance s'accroissait vers l'aval, depuis le lac Clay jusqu'au lac Indian. Les niveaux de mercure dans les écrevisses provenant de la région C1 étaient significativement plus élevés que dans les écrevisses provenant des lacs des classes C3 et C4 ($P < 0{,}05$, tests *t* de Student). Les écrevisses provenant d'eaux fortement contaminées contenaient des niveaux relativement plus élevés de mercure que les perchaudes provenant des mêmes eaux (tableau 5). L'inverse était vrai dans les régions moins contaminées et dans les lacs touchés seulement par les dépôts naturels de mercure. Dans les lacs boréaux semblables de l'est de l'Ontario, affectés seulement par des dépôts naturels de mercure, des écrevisses ($n = 25$) provenant de cinq lacs contenaient en moyenne 0,09 ppm de mercure total, ou 43 % de la teneur constatée dans les perchaudes provenant des mêmes lacs.

3.4. Mercure présent dans les huards

Sur la rivière Wabigoon, les niveaux de résidus de mercure dans les tissus et les oeufs de huards diminuaient à mesure qu'on s'éloignait, vers l'aval, de la source de contamination industrielle au mercure à Dryden (figure 6, tableau 6).

Les niveaux de mercure total et de mercure-méthyle étaient tous les deux significativement plus élevés ($P = 0,05$, χ^2) dans le cerveau de huards adultes provenant de la région du lac Clay des lacs de la classe C1 (80 à 140 km en aval de la source de mercure transporté par les eaux) que dans ceux provenant de lacs de la classe C1 plus loin en aval ou des lacs de la classe C2.

Les niveaux de mercure dans le cerveau de huards nicheurs provenant de lacs de la classe C1 (150 à 320 km en aval sur la voie du mercure transporté par les eaux) ainsi que de lacs de la classe C2, s'ils n'étaient pas significativement différents les uns des autres, étaient notablement plus élevés (ANOVA, $F = 0,01$) que dans celui des huards provenant des lacs des classes C3 et C4 (tableau 6), qui différaient peu les uns des autres.

La concentration de résidus de mercure total dans les tissus des huards diminuait dans l'ordre suivant : foie > muscles > cerveau, mais le pourcentage de mercure-méthyle augmentait comme suit : foie < muscles < cerveau (tableau 7). La corrélation (r) entre le mercure-méthyle et le mercure total dans les tissus d'adultes et de poussins augmentait de la façon suivante : foie < muscles < cerveau, mais la corrélation entre les tissus, tant pour les niveaux de mercure-méthyle que de mercure total, était plus forte entre les muscles et le cerveau qu'entre le foie et les muscles ou le cerveau (tableau 8).

Presque 100 % du mercure transféré par les huards adultes aux poussins par l'intermédiaire des oeufs était organique (tableau 6) sans perte nette de mercure-méthyle dans les tissus des poussins pour laisser croire à une déméthylation effective par l'embryon en développement. Les niveaux de mercure-méthyle dans les oeufs et dans le cerveau des poussins nouvellement éclos excédaient fréquemment les niveaux retrouvés dans le cerveau de la mère. La corrélation ($r = 0,94$) entre les niveaux de mercure total dans le

Tableau 5
Résidus de mercure dans les poissons, par classe de lacs étudiée

Classe de lacs étudiée		Masse (g)	Longueur (mm)		Résidus de Hg (ppm, masse humide)		
Espèce	n	$\bar{x}$	$\bar{x}$	ET*	$\bar{x}$	ET	Variation
C1							
Lac Clay							
Perchaude	8	73	166	30,9	1,20	0,27	0,77–1,53
Brochet	2	124	258	43,1	2,12	0,52	1,75–2,49
Écrevisse *a*†	5	20	81	5,5	2,75	0,92	2,28–5,16
b					3,59	0,19	
Baies de la Wabigoon							
Perchaude	19	46	141	20,1	0,47	0,20	0,15–0,93
Doré	5	97	206	40,8	1,51	0,56	0,75–2,08
Cisco de lac	2	103	185	49,5	0,60	0,23	0,43–0,76
Écrevisse *a*	4	15	78	10,4	0,75	0,56	0,38–1,58
b					1,18	0,74	0,49–2,06
Lacs Ball–Indian							
Perchaude	15	60	164	23,0	0,29	0,23	0,10–0,36
Doré	4	126	234	22,9	0,62	0,08	0,56–0,74
Doré noir	4	—	224	43,8	0,47	0,20	0,24–0,70
Brochet	5	160	283	21,9	0,67	0,62	0,58–0,73
Laquaiche argentée	5		198	23,9	0,46	0,10	0,31–0,55
Écrevisse *a*	3	18	75	5,0	0,26	0,17	0,13–0,45
b					0,50	0,27	0,36–0,82
Lac Tetu							
Perchaude	24	53	144	16,9	0,09	0,24	0,04–0,14
Doré	6	85	205	17,6	0,38	0,06	0,30–0,45
C2							
Perchaude	36	69	160	37,7	0,17	0,09	0,05–0,35
Doré	20	91	211	27,4	0,53	0,38	0,16–1,20
Brochet	8	173	262	46,3	0,16	0,12	0,04–0,37
Laquaiche argentée	6	79	194	33,0	0,53	0,49	0,12–1,23
C3							
Perchaude	35	112	189	28,7	0,08	0,03	0,02–0,18
Doré	21	95	199	50,5	0,15	0,03	0,08–0,22
Doré noir	1	136	250	—	0,16	—	—
Brochet	5	186	307	49,6	0,09	0,03	0,07–0,13
Laquaiche argentée	6	—	172	27,0	0,05	0,01	0,03–0,05
Cisco de lac	8	89	181	41,0	0,05	0,02	0,03–0,06
Grand corégone	6	105	202	9,8	0,09	0,02	0,07–0,10
Écrevisse	2	13	70	5,0	0,02	0,00	—
C4							
Perchaude	64	59	158	24,7	0,11	0,08	0,03–0,53
Doré	6	75	190	22,4	0,07	0,02	0,05–0,09
Brochet	2	228	315	22,6	0,22	0,17	0,10–0,34
Meunier noir	3	166	230	5,0	0,07	0,05	0,02–0,10
Écrevisse	8	12	73	7,8	0,03	0,01	0,02–0,05

*Écart type.
†*a* — homogénéisé, écrevisses entiers; *b* — tissu musculaire de la queue seulement.

Tableau 6
Niveaux de mercure (ppm, masse humide) dans des tissus et des oeufs de huards du nord-ouest de l'Ontario

	Classe de lacs étudiée			
	1*	2	3	4
A. Tissus				
Foie —				
Adultes n =	5	4	12	10
Mercure total	29,73 ± 12,37	16,65 ± 10,86	5,10 ± 3,20	8,81 ± 4,63
Mercure-méthyle	1,53 ± 2,10	1,09 ± 2,18	1,04 ± 0,71	0,20 ± 0,40
% Mercure-méthyle	8,85 ± 12,26	7,47 ± 14,94	27,14 ± 21,89	4,08 ± 8,86
Poussins n =	1	0	6	4
Mercure total	1,28	—	0,91 ± 0,37	0,83 ± 0,30
Mercure-méthyle	0,97	—	0,84 ± 0,35	0,71 ± 0,22
% Mercure-méthyle	75,78	—	91,71 ± 3,46	86,99 ± 5,46
Muscles —				
Adultes				
Mercure total	4,57 ± 1,56	3,41 ± 2,01	1,22 ± 0,46	1,20 ± 0,64
Mercure-méthyle	2,32 ± 1,49	1,59 ± 0,70	1,04 ± 0,40	0,85 ± 0,49
% Mercure-méthyle	49,73 ± 26,15	60,39 ± 31,67	85,56 ± 5,40	73,36 ± 26,90
Poussins				
Mercure total	0,89	—	0,38 ± 0,19	0,42 ± 0,13
Mercure-méthyle	0,80	—	0,33 ± 0,17	0,30 ± 0,06
% Mercure-méthyle	89,89	—	84,87 ± 10,40	82,32 ± 10,90
Cerveau —				
Adultes				
Mercure total	1,49 ± 0,58	1,15 ± 0,57	0,42 ± 0,12	0,43 ± 0,12
Mercure-méthyle	0,76 ± 0,50	0,50 ± 0,27	0,39 ± 0,11	0,33 ± 0,06
% Mercure-méthyle	52,91 ± 29,20	51,95 ± 26,66	91,69 ± 4,80	79,69 ± 12,70
Poussins				
Mercure total	0,78	—	0,30 ± 0,12	0,37 ± 0,14
Mercure-méthyle	0,75	—	0,30	0,37 ± 0,13
% Mercure-méthyle	96,15	—	100,0	99,06 ± 1,89
B. Oeufs n =	5	6	10	13
Mercure total	1,39 ± 0,55	0,72 ± 0,23	0,54 ± 0,09	0,59 ± 0,10
Mercure-méthyle	1,34 ± 0,53	0,71 ± 0,22	0,53 ± 0,10	0,58 ± 0,10
% Mercure-méthyle	96,98 ± 0,51	98,65 ± 1,12	96,67 ± 3,16	98,72 ± 2,19

*Adultes nicheurs seulement, en aval du lac Ball, lacs de la classe C1.

Tableau 7
Mercure (ppm) dans certains tissus de huards adultes (n = 37) et de poussins (n = 10)

	Foie			Muscles			Cerveau		
	$\bar{x}$	ET*	Variation	$\bar{x}$	ET	Variation	$\bar{x}$	ET	Variation
Adultes									
Mercure total	12,95	11,67	(1,64–47,71)	2,33	2,07	(0,16–6,87)	0,86	0,89	(0,31–4,61)
Mercure-méthyle	11,67	2,40	(0,00–10,20)	1,65	1,60	(0,15–6,59)	0,65	0,79	(0,22–4,27)
Poussins									
Mercure total	0,91	0,33	(0,35–1,47)	0,44	0,22	(0,14–0,89)	0,37	0,18	(0,14–0,78)
Mercure-méthyle	0,80	0,29	(1,36–0,32)	0,37	0,20	(0,09–0,80)	0,37	0,17	(0,14–0,75)
% Mercure-méthyle									
Adultes	16,75	21,42		77,68	17,81		81,50	18,05	
Poussins	88,55	6,18		84,61	9,57		99,31	1,54	

* Écart type.

Tableau 8
Corrélation (r) entre le mercure total et le mercure-méthyle contenus dans les tissus provenant du foie, des muscles et du cerveau de huards adultes et de poussins, et corrélation entre chacun de ces tissus

	Foie	Muscles	Cerveau
Adultes	r = 0,23	r = 0,84*	r = 0,98*
Poussins	r = 0,82*	r = 0,98*	r = 0,99*
	Foie vs muscles	Foie vs cerveau	Muscles vs cerveau
Adultes			
Mercure total	r = 0,69	r = 0,58	r = 0,90*
Mercure-méthyle	r = 0,65	r = 0,46	r = 0,90*
Poussins			
Mercure total	r = 0,78*	r = 0,78*	r = 0,94*
Mercure-méthyle	r = 0,63	r = 0,61	r = 0,95*

*Significatif à P = 0,005.

cerveau des femelles nicheuses et leurs oeufs était significative ($P = 0,005$). Il n'y avait pas de différence significative entre les proportions (cerveau de poussins/oeufs) pour ce qui est des lacs des classes C1, C3 et C4.

Les niveaux de mercure étaient généralement plus élevés chez les huards mâles adultes que chez leur compagne ou que chez les autres femelles provenant de lacs de la même classe, mais la différence n'était pas significative à $P = 0,05$. Cette constatation s'applique à la fois au mercure-méthyle et au mercure total dans les muscles et le cerveau. Les niveaux de mercure-méthyle dans le foie étaient souvent trop faibles pour être évalués de façon sûre.

Les huards mâles adultes provenant des lacs de la classe C1 étaient significativement plus légers ($\bar{x} = 4,23$ kg) à $P = 0,05$, que ceux qui provenaient des lacs des classes C3 et C4, dont le poids était semblable ($\bar{x} = 4,62$ kg), même si les mâles provenant des lacs de la classe C4 avaient tendance à être les plus lourds. Le poids des mâles provenant des lacs de la classe C2 ($\bar{x} = 4,27$ kg) était semblable à celui des huards provenant des lacs de la classe C1. Aucune différence significative du poids n'a été constatée chez les femelles recueillies dans les lacs des différentes classes.

Analyse

1. Effets des fluctuations du niveau d'eau

La forte corrélation négative entre la capacité d'utilisation par les huards des territoires potentiels et les niveaux de mercure est constante sur une très grande distance en aval de la source de contamination industrielle par le mercure. Cependant, la diminution de l'occupation des territoires et du succès de la nidification dus à la turbidité et aux fluctuations imprévisibles du niveau de l'eau ne permet pas de faire la lumière sur les effets que la contamination au mercure pouvait avoir sur les huards, au-delà de 160 km en aval de la source de mercure industriel, soit dans les lacs des classes C1 et C2.

Les fluctuations naturelles du niveau de l'eau dans les lacs témoins n'ont provoqué l'inondation d'aucun nid. Dans les conditions naturelles, la montée du niveau de l'eau due aux précipitations qui suivent la fonte printanière a été, à l'occasion, supérieure à la capacité des huards d'en compenser les effets en ajoutant des matériaux à leurs nids (Barr, non publié). Toutefois, le modèle qui prévaut dès le dégel printanier et se maintient durant toute la saison de nidification est relativement constant chaque année. Lorsque les inondations printanières diminuent, les changements sont graduels et les montées du niveau d'eau dépassent rarement quelques centimètres. C'est un élément important puisqu'il suffit d'une crue de 15 cm pour emporter un nid construit sur un fond solide, en bordure de l'eau.

Les huards ont attendu que l'eau se retire et dévoile des endroits propices à la construction d'un nid. Ainsi, le moment du début de la construction varie selon le moment et la rapidité du dégel printanier, les précipitations et le genre d'endroit choisi pour le nid. L'utilisation répétée des territoires et la réussite de la nidification laissent supposer que les couples sont très fidèles au territoire et à l'endroit choisis, ce que confirment les résultats du baguage et du marquage (McIntyre, 1974; Yonge, commun. pers.).

Quand l'ampleur des fluctuations du niveau d'eau augmente et que la fréquence en est imprévisible, il devient plus aléatoire pour les huards de trouver des endroits appropriés pour construire les nids. Même si un endroit propice est disponible à une date convenable pour la nidification, il y a un risque accru que le nid soit emporté par les eaux ou que l'accès au site à partir de l'eau soit trop difficile pour les huards.

Les huards choisissent des lieux de nidification qui sont à l'abri des vagues, qui se trouvent à proximité d'une étendue d'eau suffisante pour pouvoir s'approcher et s'éloigner du nid tout en étant submergés, qui sont en partie cachés, et qui semblent à l'abri des perturbations et des prédateurs de la terre ferme (Olson et Marshall, 1952; McIntyre,

1975; Yonge, 1981). Lorsque l'écart des variations du niveau d'eau augmente, les marais offrent davantage ces conditions que les îles. Même si les huards attendront de pouvoir se servir des lieux de nidification qu'ils ont précédemment utilisés dans les îles quand le rythme saisonnier des niveaux de l'eau est constant, un changement imprévisible de «synchronisation», l'ampleur et la fréquence accrue des modifications, de même que la proportion des modifications qui entraînent la montée du niveau de l'eau contribuent à perturber les lieux de nidification des îles, même si les îlots flottants ne sont pas touchés. Toutefois, lorsque l'ampleur des fluctuations dépasse la capacité d'adaptation des marais, ces derniers sont détruits, ce qui ne laisse que les îles comme lieux possibles de nidification. Les modifications du niveau d'eau qui entraînent la destruction des marais éliminent aussi la végétation du rivage et la couche arable des îles. En conséquence, de larges bandes de roc dénudé créent une séparation entre les lieux de nidification à l'abri et les plans d'eau. Les nids qui ont été construits lorsque le niveau de l'eau était élevé et qui sont à proximité de la végétation deviennent plus vulnérables à la prédation. Cela est accentué par une perturbation croissante due aux activités humaines comme la pêche, qui est souvent concentrée autour des îles.

Les huards semblent hésiter à construire leur nid lorsque la distance entre l'eau et la cache (végétation, racines d'arbre, rocher) est de beaucoup supérieure à 1 m. Plus de 90 % de tous les nids ont été construits à moins de 1 m du rivage. La distance originale entre le nid et l'eau avait été augmentée d'au moins 1 m pour 26 (40 %) des 65 nids victimes des prédateurs. Dans le seul cas d'un lac, cinq couples sur huit avaient bâti leur nid lorsque le niveau des hautes eaux a atteint la végétation de l'île. Par la suite, le retrait des eaux a rendu toutes les îles inaccessibles dans deux territoires et attiré les prédateurs dans les cinq nids qui s'y trouvaient. Une tentative de renidification a eu lieu, mais elle a échoué parce que l'eau a continué à se retirer.

Les territoires établis qui dépendent d'une seule zone de nidification insulaire sont beaucoup plus touchés lorsque le niveau de l'eau est modifié d'abord par l'action d'un barrage. Parce qu'ils sont fortement attachés à un territoire et à un nid, les huards sont portés à retourner année après année dans des territoires qui n'offrent plus, d'une année à l'autre, d'endroits propices à la nidification ou qui en offrent qui, même s'ils sont convenables au départ, sont davantage susceptibles d'être envahis par les eaux, désertés ou attaqués par les prédateurs (figure 4) que dans des conditions normales. Le remplacement de la population par les jeunes aura pour conséquence que ces derniers n'auront pas de possibilités suffisantes de s'attacher à un territoire ou à un nid.

Selon des autochtones ojibway, après que l'on eut construit les premiers barrages le long du réseau hydrographique Wabigoon–English, le niveau de l'eau a beaucoup moins fluctué qu'aujourd'hui, il y avait encore de la végétation le long des rives et aussi des marais, les huards étaient nombreux et on voyait encore chaque année de nombreux petits sur les lacs. L'endiguement des eaux au moyen de barrages plus nombreux et plus gros a entraîné la destruction de la majorité des lieux de nidification et une baisse de la productivité, de la stabilité et de l'utilisation de territoires potentiels. En Norvège, la destruction de la végétation de faible rendement par le captage des eaux des grands lacs a vraisemblablement empêché les Huards arctiques (*Gavia arctica*) de nicher (Dunker, 1974).

2. Effets de la turbidité

La fluctuation du niveau de l'eau entraîne l'érosion du rivage et favorise la turbidité dans le bassin de drainage des rivières, lequel contient de nombreux dépôts d'argile lacustre (Zoltai, 1961). Mais lorsque les modifications sont modérées, une croissance du niveau moyen de l'eau peut exposer de vastes zones à l'érosion pendant de nombreuses années. Un petit barrage construit à Dryden en 1910 a fait monter le niveau du lac Wabigoon, une vaste étendue d'eau (10 760 ha) peu profonde. Avec les années, l'action des vagues a provoqué l'érosion de la plus grande partie de l'argile du rivage et la visibilité dans l'eau demeure faible, particulièrement dans la partie principale du lac. Quoiqu'il y ait 42 territoires potentiels de nidification, les huards ne réussissent régulièrement qu'à occuper de petites baies retirées remplies de marais. Les huards ne nichent pas et n'occupent pas de territoires autour des nombreuses îles se trouvant dans la partie principale du lac.

Lors d'expériences précédentes (Barr, 1973), les huards élevés par l'homme ont eu besoin d'un apport alimentaire supplémentaire d'environ 50 % quotidiennement lorsque la clarté de l'eau n'atteignait pas 1 m, et McIntyre (1975) a trouvé des spécimens nichés sur des lacs turbides au Minnesota, seulement lorsque ces lacs étaient peu profonds (< 3 m). Les huards capturés dans des filets maillants dans le lac Wabigoon sont toujours pris près de la ligne flottante de surface (commun. pers. de G. Adam, pêcheur commercial). Quand l'eau est claire, les huards se prennent le plus souvent dans des filets à de grandes profondeurs. Il est possible que l'escarpement des rives et la profondeur de l'eau autour des îles situées dans la partie principale du lac, en plus d'une mauvaise pénétration de la lumière, réduisent l'étendue des zones de nourriture et le taux de réussite des captures en deçà du seuil nécessaire à la survie des petits. Cette hypothèse semble appuyée régulièrement par le succès de la reproduction dans les vastes baies peu profondes du lac Wabigoon et l'utilisation des îles de nidification dans les lacs adjacents reliés entre eux, dont les niveaux d'eau connaissent de semblables modifications, mais où il y a une meilleure pénétration de la lumière.

Les huards adultes peuvent au besoin s'aventurer loin sur un grand lac ou s'envoler vers d'autres lacs pour s'alimenter. Les petits sont confinés au territoire où ils sont nés jusqu'à ce qu'ils soient emplumés, soit vers la onzième semaine. Les huards sont des chasseurs visuels : il se font une image de leur proie et sont excités par des concentrations de proies (Barr, 1973). Il est possible que la vue fréquente de nourriture convenable pour les jeunes et l'existence de lieux adéquats de nidification stimulent leur comportement de reproduction ou de nidification. Les autopsies pratiquées sur 293 huards, au cours de l'étude actuelle et d'études antérieures (Barr, 1973; Frank *et al.*, 1983), montrent que les adultes arrivent sur les lieux de reproduction au printemps avec des réserves considérables de graisse. La plupart, sinon la totalité, des lacs du secteur étudié sont oligotrophes et la productivité dans un certain nombre de lacs des environs s'est révélée extrêmement faible (Armstrong et Shindler, 1971). Au cours de la présente étude, les captures dans des filets maillants laissent supposer que les espèces de proies étaient moins nombreuses que dans les lacs oligotrophes échantillonnés dans l'est de l'Ontario (Barr, 1973). Le fait qu'on ait trouvé plus souvent des écrevisses dans les huards capturés sur les lacs turbides laisse supposer que, à cause des facteurs combinés de la diminution de la visibilité et de la productivité dans ces lacs, les huards dépendaient davantage des écrevisses, une source alimentaire qui

ne convient pas aux oisillons dont le gésier ne peut pas encore broyer l'exosquelette chitineux de ces crustacés. Les huards peuvent couver moins d'une semaine après leur arrivée au printemps, si le site de nidification est convenable; la plupart demeurent dans les nids plusieurs semaines avant que leurs réserves de graisse semblent diminuer. Par conséquent, si l'abondance de différentes proies influence le cycle de reproduction, la présence de proies qui conviennent aux jeunes semble être le stimulus le plus probable et le plus avantageux qui ait joué.

Dans de nombreux lacs du secteur étudié, la pénétration de la lumière est réduite à cause de la coloration due à l'humus, phénomène caractéristique des marais et des lacs marécageux; elle est aussi réduite périodiquement par le pollen et l'éclosion du plancton. Ces phénomènes naturels ne diminuent pas la clarté au-dessous de 1,5 m et ne semblent pas empêcher la reproduction des huards. À ces phénomènes s'ajoutent les effluents industriels, combinés à la turbidité produite par la fluctuation du niveau de l'eau, qui diminuent la pénétration de la lumière, réduisant ainsi parfois les mesures au disque de Secchi à moins de 1,5 m dans certains secteurs des lacs soumis à ces phénomènes. Pendant des années, les effluents et les résidus provenant des usines de pâte et papier se trouvant sur les rivières Wabigoon et English ont dépassé la capacité naturelle de ces rivières de les évacuer et les assimiler. En 1968, les effluents de l'usine de la «Dryden Paper Company» (plus tard appelée «Reed Paper») contenaient à eux seuls une moyenne quotidienne de 32 000 kg de solides en suspension (OWRC, 1970). Le cas de cette usine qui fonctionne depuis 1913 (German, 1969) n'est pas unique. Ses effluents ont détruit l'oxygène dissous, éliminé les poissons sur une distance de 60 km en aval (OWRC, 1970) et contribué à augmenter la turbidité sur plus de 350 km. Au delà de 60 km en aval de Dryden, la rivière Wabigoon est aérée par plusieurs rapides et chutes. Passé les chutes High et Quibell, le niveau de l'oxygène redevient normal. Cette partie de rivière de 20 km contient certains poissons qui ne font pas l'objet d'une pêche sportive jusqu'aux abords du lac Clay (German, 1969). La diversité d'espèces de poissons que peuvent capturer les huards dans le lac Clay est semblable à celle des autres lacs du secteur étudié, bien que Beamish (commun. pers.) ait indiqué que les sujets de certaines grosseurs données n'étaient pas très nombreux.

L'eau était beaucoup plus claire dans le passé. Des autochtones âgés et des guides locaux (commun. pers.) soutiennent que c'était beaucoup plus propre lorsqu'ils étaient jeunes. Un rapport écrit (Dewdney et Arbuckle, 1975:207) fait état de l'eau «cristalline» de la rivière Wabigoon, en 1937. Au printemps de 1976, lorsque l'usine ne fonctionnait pas à cause d'une grève, la mousse et les odeurs avaient disparu des rapides sur une distance de 65 km en aval de la source, et les mesures au disque de Secchi dans certaines parties du lac Clay, à 85 km en aval, avaient augmenté de 1 m.

3. Le mercure assimilable et son accumulation dans les huards

Lorsqu'on ne retient que les lacs qui subissent des modifications naturelles du niveau de l'eau, l'augmentation moindre (tableau 4) du pourcentage des couvées écloses dans les lacs de la classe C2 plutôt que dans les lacs de la classe C3 laisse supposer que certains facteurs autres que les modifications du niveau d'eau empêchent la réussite de la nidification. Aucun lac de la classe C1 n'est exempt de modifications imprévisibles du niveau d'eau dues au débit provoqué par les barrages. Les lacs de la classe C2 sont regroupés autour de ceux de la classe C1, dans la région des lacs Ball et Indian. Les niveaux de mercure dans les proies capturées dans certains lacs de la classe C2 se rapprochaient de ceux des poissons des lacs de la classe C1 adjacents et étaient supérieurs à ceux des poissons des lacs de la classe C1 qui étaient les plus éloignés de la source de mercure transporté par l'eau. L'accès entre les lacs des classes C1 et C2 pour les espèces servant de proies, les autres poissons et d'autres éléments de la chaîne alimentaire peut en partie expliquer ce phénomène.

La variation des niveaux de mercure observée dans les proies provenant des diverses parties du même lac laisse croire qu'il y a des mouvements locaux des écrevisses et des populations de poissons proies plus petits. Ainsi, les niveaux de mercure dans les proies d'un territoire donné se refléteraient chez les huards du secteur, puisque les couples demeurent presque constamment dans le territoire choisi jusqu'à la mi-juillet et plus longtemps s'ils élèvent des petits.

À mesure qu'augmente la contamination d'un lac, le mercure transporté par l'eau a une influence différente sur les résidents des territoires les plus exposés au courant traversant le lac. Lorsque les huards abandonnent un territoire, ils fréquentent habituellement les parties neutres les plus exposées d'un lac et dans les rivières qui s'y rattachent, pour trouver de quoi se nourrir, et ils capturent les proies qui ont probablement les plus fortes concentrations de mercure. Au cours de la présente étude, la plupart des huards qui avaient abandonné les territoires des lacs ayant une forte contamination au mercure ont vite quitté les lacs plutôt que de former les groupes caractéristiques de huards non nicheurs que l'on retrouve sur les grands lacs qui parsèment l'aire de reproduction de cet oiseau.

Depuis longtemps, le principal terrain de reproduction du Huard à collier a été celui des lacs boisés du bouclier canadien et les régions montagneuses de la Cordillère, le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord. La Cordillère et la partie sud du bouclier canadien, qui forment un grand arc qui va du littoral est jusqu'à la latitude du Grand lac de l'Ours, sont aussi des régions où il y a de la sphalérite riche en mercure, principalement dans les sédiments d'origine volcanique du Protérozoïque (Jonasson et Sangster, 1974). Parmi les régions où l'on trouve les dépôts de mercure les plus riches et les plus accessibles, il y a la ceinture volcanique du lac Hanson à Flin Flon, dans le nord de la Saskatchewan et du Manitoba, les affleurements de la vaste ceinture de roche verte du nord-ouest de l'Ontario et les sédiments du bassin de Sudbury qui comprennent les hautes terres de l'Algonquin. Les niveaux naturellement élevés du mercure dans ces régions se reflètent dans l'écosystème de nombreux lacs. Déjà, des chercheurs dans ces trois secteurs (Barr, 1973; Yonge, 1981; présente étude) ont constaté que, dans les lacs où il n'y a presque pas eu d'activité humaine ou sans effluent, les huards défendent férocement la plupart des territoires potentiels et ont des oeufs viables et des petits en quantité considérée comme normale pour cette espèce dans son habitat idéal. Toutefois, la dispersion constante dans l'atmosphère d'émissions acides se traduit par un stress acide et une augmentation des concentrations de mercure pour un très grand nombre de lacs à faible pouvoir tampon de ces territoires d'été. Suns *et al.* (1980) ont constaté que, dans les lacs précambriens de Muskoka, en Ontario, la présence de mercure assimilable par les poissons était en forte corrélation avec la dimension des bassins de drainage et le volume des lacs. Ils ont aussi démontré que le stress acide accélérait l'ingestion de mercure chez la jeune perchaude.

Johnels *et al.* (1969) font remarquer que les niveaux de mercure présents de façon naturelle chez les poissons, dans des lacs non contaminés, mais extrêmement acides ou oligotrophes, peuvent être plus que deux fois plus élevés que le

niveau résiduel maximal supposé (0,2 ppm) pour les lacs en général. Ce point de vue a été appuyé par D'Itri *et al.* (1971) qui ont fait la comparaison avec la truite arc-en-ciel dans un lac oligotrophe et un lac eutrophe. Miller et Akagi (1979) ont constaté que la quantité de mercure-méthyle dans la colonne d'eau doublait lorsque le pH diminuait de deux unités sur un sédiment organique. Par conséquent, l'exposition chronique à des niveaux élevés de mercure par l'intermédiaire des ressources alimentaires peut devenir un risque beaucoup plus répandu, quoique moins aigu, que celui relié aux effluents industriels transportés par l'eau. Les précipitations acides constituent une menace indirecte pour le huard en plus de faire augmenter la quantité de mercure assimilable. Une acidité accrue peut avoir pour conséquence une diminution ou une élimination générale des ressources alimentaires (Beamish, 1974, 1976; Beamish *et al.* 1975; Scheider *et al.*, 1979), principalement pour les oisillons du huard, même avant que les effets toxiques du mercure n'interrompent directement les efforts de reproduction des huards adultes.

Les stress physiologiques que produisent la migration et la mue sur les oiseaux sont bien connus. Chez le huard, ces stress apparaissent périodiquement et, s'ils sont accentués par un certain affaiblissement dû à la toxicité du mercure, ils peuvent rendre le huard plus vulnérable à une infection secondaire. Selon Hartung et Dinman (1972), les poissons exposés à un empoisonnement au mercure sublétal avaient moins de résistance à l'infection due aux maladies ou aux parasites. Des recherches préliminaires sur la disparition de plus de 2500 huards dans le golfe du Mexique au cours de l'hiver de 1983 (Graham, 1984) ont permis de constater des niveaux élevés de mercure et des signes pathologiques de toxicité au mercure, reliés à des infestations anormalement élevées de parasites internes, principalement des trématodes microphalles.

La nidification qui a le moins bien réussi a été celle des huards ayant commencé la couvée dans les lacs de la classe C1 (tableau 4), puisque la réussite a été moins de la moitié de celle des oiseaux de la classe C3, dans des conditions apparemment similaires, à l'exception de l'exposition au mercure. Le nombre constamment élevé d'oisillons devenant emplumés, quelle que soit la classe de lacs où ils sont nés, signifie que le niveau de mercure dans les oeufs de huards échantillonnés dans les lacs de la classe C1 est trop faible (tableau 6) pour causer la mort une fois que les oeufs ont éclos.

Les jeunes huards ont des besoins élevés en énergie et leur croissance est rapide (Barr, 1973). Ainsi, il semble probable que les niveaux de mercure dans les poissons proies plus petits dont les jeunes huards sont nourris, surtout durant les toutes premières semaines suivant l'éclosion, seraient atténués plutôt qu'accrus dans les tissus de ces oiseaux. Toutefois, la taille plus grande des proies combinée à un taux de croissance en baisse au moment de la pousse des plumes chez les petits font que le niveau de mercure dans le cerveau pourrait bien dépasser celui constaté au moment de l'éclosion.

Les huards se gavent avant la migration (McIntyre et Barr, 1983). Il est par conséquent possible que les jeunes accumulent de fortes concentrations de mercure avant de quitter le lac où ils sont nés, c'est-à-dire lorsqu'ils sont âgés de 12 à 16 semaines. De tels niveaux peuvent ensuite augmenter s'ils ont passé la période pré-migratoire sur des lacs environnants encore plus contaminés, comme le lac Clay. En supposant qu'un oisillon consomme environ 50 kg de nourriture et atteint un poids approximatif de 3 kg entre l'éclosion et la migration (Barr, 1973; les données fournies ici sont légèrement inférieures à mes propres données de 1973, les huards du nord-ouest de l'Ontario étant plus petits que ceux de l'est de la province), un niveau de mercure de 0,5 ppm dans la proie signifierait que le jeune avalerait environ 25 g de mercure avant sa migration. La principale source en serait le mercure-méthyle, selon la présente étude et des études précédentes (Uthe, 1971; Zitko *et al.*, 1971; Westoo, 1973).

Bien que l'on n'ait pas beaucoup de données sur la demi-vie biologique du mercure chez les oiseaux, elle semble relativement courte (Wright *et al.*, 1974). Pour ce qui est du mercure-méthyle, elle est au moins de cinq semaines chez certaines espèces (Swensson et Ulfvarson, 1968), et d'environ 12 semaines chez le Canard malard (Stickel, 1973, rapport non publié dans White et Stickel, 1975). Les jeunes huards ne retournent pas dans l'aire de reproduction avant au moins le troisième printemps, période qui couvre deux mues complètes et une partielle. Ainsi, les jeunes qui migrent en ayant ingéré beaucoup de mercure dans le lac où ils sont nés auront de bonnes chances de réduire ces niveaux si, au moment où ils retournent à leur aire de reproduction, ils choisissent des lacs non contaminés par le mercure. Les adultes tireront aussi profit des hivers passés dans des zones ayant de faibles niveaux résiduels de mercure. Les huards muent complètement, allant jusqu'à renouveler leurs plumes primaires, à la fin de l'hiver, avant de migrer vers les aires de reproduction. La pousse des plumes, particulièrement les primaires, est reconnue pour favoriser la concentration de mercure. Les niveaux de mercure dans les plumes primaires, en comparaison à ceux des muscles pectoraux, étaient jusqu'à 12 fois plus élevés chez les Canards pilets adultes et 22 fois chez les jeunes (Vermeer et Armstrong, 1972). Chez les huards adultes autant que chez les jeunes, sains ou émaciés, le niveau de mercure dans les plumes du dos et du ventre était de cinq à six fois environ celui contenu dans les muscles pectoraux (Frank *et al.*, 1983). Berg *et al.* (1966) ont divisé ces chiffres par sept pour obtenir une évaluation du niveau de mercure dans les muscles, à partir de celui constaté dans les plumes. Ainsi, lorsque des huards hivernent sur des eaux qui ne contiennent presque pas de mercure, ils devraient arriver dans les aires de reproduction avec des niveaux de mercure interne plus faibles qu'en tout temps de l'année. Les huards ont l'habitude de retourner dans les territoires d'été qui leur sont familiers et, à cause de cela, toute contamination au mercure qui subit une réduction lors de la mue de l'animal reprend rapidement son niveau et même augmente si les oiseaux retournent vers des eaux contenant du mercure. Toutefois, on ne peut rejeter la possibilité de contamination au mercure dans les territoires d'hiver.

4. Sensibilité à l'empoisonnement au mercure

Les oiseaux démontrent toute une gamme de sensibilités au mercure selon des facteurs comme la durée d'exposition, l'espèce, le niveau de toxicité, l'âge et les besoins physiologiques (Borg *et al.*, 1970; Stoewsand *et al.*, 1974, Finley *et al.*, 1979). Les huards dont les niveaux de mercure dans divers tissus sont égaux ou supérieurs à ceux d'autres oiseaux présentent des symptômes semblables. Chez le huard, le niveau de mercure était à l'occasion dix fois plus élevé dans le foie que dans les tissus du cerveau. Fimreite (1971) a observé une diminution significative de la capacité d'éclosion des oeufs de faisans qui contenaient des niveaux de mercure-méthyle de 0,5 à 1,5 ppm comparativement aux poules faisanes dont les tissus du foie en avaient de 3 à 13,7 ppm. Les poules faisanes, même si elles semblaient en santé, souffraient de démyélinisation du nerf rachidien. Le taux de survie des petits qui ont éclos n'a pas baissé même s'il y avait présence de mercure-méthyle. Finley et Stendall (1978) ont constaté que des oisillons de Canards noirs (*Anas subrubripes*) sont décédés à cause d'environ 3 à 7 ppm de

mercure-méthyle dans le cerveau. Ainsi, les premières étapes de la vie semblent particulièrement sensibles à l'empoisonnement au mercure, même si une longue exposition devient éventuellement mortelle à des niveaux moindres qu'une courte exposition même chez les oiseaux plus âgés. (Platonow et Funnell, 1971; Evans et Kostyniak, 1972).

5. Corrélation entre le mercure dans les proies et la reproduction des huards

Les niveaux de mercure présents dans les proies étaient suffisamment élevés pour empêcher les activités de reproduction des huards, dans certains territoires des lacs des portions inférieures de la classe C1. De 1974 à 1976, seulement un oeuf a été pondu (et il n'a pas éclos) en amont du lac Ball. Le niveau de mercure total le plus élevé (2,21 ppm) dans les oeufs échantillonnés provient d'un des deux seuls territoires du lac Ball où les huards pondent. Les niveaux de mercure chez les échantillons de poissons provenant de ce territoire du lac Ball étaient moins élevés que prévu (perchaude : 0,15 ppm, tableau 5) (voir Fimreite et Reynolds, 1973) par rapport à la situation le long de la rivière Wabigoon, et de beaucoup inférieurs à ceux constatés dans les perchaudes recueillies à d'autres endroits du lac Ball (Bishop et Neary, 1976), même en tenant compte de la différence de taille. Un poussin a survécu dans le même territoire en 1975. Le second est mort lors de l'éclosion, il avait un niveau de mercure total de 2,44 ppm (homogénat, tout le corps) et une dose totale dans le corps de 0,178 mg de mercure. Les oeufs provenant de ce nid de la classe C1 et de deux nids de lacs de la classe C2 différents étaient anormalement pigmentés (cendrés à gris-vert, peu ou pas de taches foncées). Les deux nids des lacs de la classe C2 avaient été visités par des prédateurs et aucune nouvelle nidification n'avait été tentée. Au cours de la présente étude, des oeufs anormalement pigmentés (de vert pâle à turquoise, sans tache) ont été trouvés dans des nids d'une colonie de Goélands argentés (*Larus argentatus*) sur le lac Clay. On a attribué aux effets toxiques du mercure les couleurs inhabituelles des oeufs chez d'autres espèces (Fimreite, 1971). Même si des oeufs avaient été pondus dans 78 % des territoires potentiels du lac Indian, le lac immédiatement en aval du lac Ball, aucun nid n'a été construit au cours des trois années d'étude dans deux territoires occupés où le niveau dans la perchaude était de 0,36 ppm en moyenne ($\bar{x}$ longueur = 161 mm).

L'absence de ponte semble être une manifestation courante de la contamination au mercure-méthyle chez les oiseaux (Ljunggren, 1968; Peakall et Lincer, 1972; Wright *et al.*, 1974). La ponte peut diminuer avant que les résidus embryonnaires ne provoquent de tératogenèse ou d'accroissement de la mortalité chez les poussins nouvellement éclos (Heinz, 1974; présente étude). Les niveaux de mercure dans certains oeufs de huards provenant de l'aval des lacs de la classe C1 (tableau 6) peuvent être suffisamment élevés pour faire diminuer le taux de succès de la reproduction; ils dépassent les niveaux connus pour avoir fait augmenter la mortalité des embryons chez d'autres espèces (Borg *et al.* 1969; Spann *et al.*, 1972). La différence moyenne dans les niveaux de mercure de 17 % ± 9 (n = 14 couples) entre les oeufs de la même couvée et un écart de 24 % dans les niveaux du cerveau, entre les petits de mêmes parents, laisse supposer que les deux oisillons ne succomberaient pas nécessairement aux effets toxiques du mercure à l'éclosion, quand les résidus se rapprochent du niveau critique.

6. Corrélation entre les niveaux de mercure et le comportement du huard

Les oiseaux contaminés au mercure semblent moins fidèles à leurs lieux de nidification (Tejning, 1967). Ce comportement aberrant, s'il se produit chez les huards, peut avoir été amplifié dans des secteurs où la fluctuation du niveau de l'eau rendait plus difficile à effectuer le trajet entre l'eau et le nid. Un attachement moindre au nid peut donc expliquer une désertion des nids et une prédation accrues ce qui a entraîné une diminution plus grande du succès des couvées dans les classes C1 et C2 que dans des lacs semblables de la classe C3, peu ou pas contaminés au mercure.

Des huards adultes qui présentaient des concentrations de mercure total dans le cerveau aussi faibles que 2 ppm (tableau 6, figure 6) peuvent montrer des anomalies dans le comportement lié à la reproduction, ce qui se traduit par un taux de réussite moindre de l'incubation et l'abandon des territoires. Davantage de territoires ont été abandonnés après de brèves périodes chaque printemps, dans les lacs des classes C1 et C2, par rapport aux autres classes (figure 5). Les Faucons pèlerins présentant des niveaux de mercure de 42 ppm dans les plumes primaires n'ont, semble-t-il, pas réussi à pondre et ont abandonné leur nid (Berg *et al.*, 1966). En utilisant le même facteur de conversion de l'auteur, cela représente environ 6 ppm dans les tissus musculaires. Le chiffre est probablement élevé, mais il est sensiblement le même que celui des niveaux de mercure total analysé dans les tissus des muscles des huards des lacs des classes C1 et C2 de la région des lacs Ball et Indian. Heinz (1976) a démontré qu'après avoir été soumises de façon prolongée à un régime contenant 0,5 ppm de mercure-méthyle (ce qui équivaut à 0,1 ppm dans un régime naturel), des femelles du Canard malard dont les oeufs contenaient en moyenne 0,86 ppm, avaient un comportement de nidification aberrant.

La durée de l'exposition et le pourcentage de tissus résiduels que conserve le huard d'une saison à l'autre sont des facteurs importants de la charge tissulaire. Le mercure-méthyle se concentre dans les fibres musculaires foncées et il y demeure plus longtemps que dans les fibres musculaires pâles (Backstrom, 1969). Les premières, bien irriguées et riches en myoglobine, sont caractéristiques chez les huards. Ajoutés aux charges résiduelles conservées dans les tissus des années précédentes, les niveaux de mercure de 0,35 à 0,5 ppm chez les proies peuvent être suffisants chez les huards adultes pour faire augmenter les résidus à des niveaux qui viennent perturber, à la longue, leur comportement de reproduction.

Compte tenu du poids moyen des sujets reproducteurs mâles (4,4 kg) et femelles (3,54 kg), signalé dans la présente étude et en supposant une consommation alimentaire de 20 % du poids corporel par jour (Barr, 1973), les huards mâles et femelles vont respectivement consommer approximativement 6,2 et 5,0 mg de mercure par semaine, à 1,0 ppm dans les proies. Toutefois, aucun huard n'a couvé d'oeufs dans des territoires recélant de la perchaude ($\bar{x}$ longueur = 161 mm) ayant des niveaux moyens de résidus de plus de 0,36 ppm, alors qu'un seul oeuf a été pondu pour l'ensemble des lacs où la perchaude présentait des niveaux moyens de mercure ($\bar{x}$ longueur = 141 mm) dépassant 0,4 ppm. Le plus haut niveau de mercure total contenu dans le cerveau de huards accouplés qui ont donné naissance à des petits entre 1974 et 1976 se trouvait au lac Ball (mâle, 2,06 ppm; femelle, 1,83 ppm). Le mâle ne pesait que 3,75 kg et était émacié quoique ses autres mensurations (longueur totale, envergure, largeur de la tête, et longueur du bec, du radius, du tarse et du doigt médian) correspondaient à ceux de mâles beaucoup

plus lourds ($\bar{x}$ = 4,74 kg, écart type = 0,35). Le second mâle reproducteur le moins lourd venait aussi du lac Ball. L'émaciation et l'atrophie musculaire sont symptomatiques d'une intoxication aux métaux lourds (Borg *et al.*, 1970) et les tissus peuvent contenir des niveaux élevés de mercure, quoique sa concentration n'augmente pas aussi rapidement que la concentration d'organochlorés chez les huards émaciés (Frank *et al.*, 1983).

En plus de consommer davantage, les huards mâles ont tendance à capturer des poissons plus gros que ne font les femelles (Barr, 1973). Étant donné que la concentration de mercure varie de façon positive avec la longueur des poissons d'une espèce à un même endroit (Scott et Armstrong, 1972), la consommation de proies plus grosses peut en partie expliquer les niveaux généralement plus élevés de mercure chez les mâles adultes que chez les femelles des couples reproducteurs. Toutefois, toutes ces femelles avaient récemment excrété des quantités considérables de mercure-méthyle dans leurs oeufs et les autres différences physiologiques ne peuvent être ignorées. En comparant 12 huards adultes non accouplés (7 mâles et 5 femelles de l'est de l'Ontario, Barr, données non publiées), les mâles (0,81 ppm) avaient des concentrations de mercure plus élevées que les femelles (0,58 ppm), mais pas de façon significative. La présente étude ne compte pas beaucoup de données sur les oisillons nouvellement éclos, mais la différence la plus importante (24,4 %) de concentration de mercure-méthyle dans le cerveau concernait seulement les couples mâle-femelle d'une même couvée, les résidus trouvés chez les mâles étant plus élevés, même s'il y avait une différence de moins de 2 % dans leur poids. Dans une même couvée, les différences du niveau de mercure dans le cerveau étaient respectivement de 3,4 % chez les mâles et de 16,3 % chez les femelles.

Il semble que le blocage physiologique de la ponte et le manque d'attention au nid qui ont été constatés chez les huards femelles se produisent sur les lacs où les résidus de mercure, dans le proies et les oeufs, dépassent les niveaux qui ont provoqué les symptômes constatés lors d'expériences sur d'autres espèces. Un pourcentage moindre de huards ont pondu ou couvé des oeufs sur ces lacs. La présente étude montre que le mâle, dans un couple de huards, semble avoir des concentrations de mercure aussi élevées, sinon plus élevées, que sa compagne. Les mâles partagent normalement la couvaison et défendent avec agressivité de vastes territoires. Toute diminution de l'ardeur à défendre le nid ou le territoire pourrait se traduire par un taux de reproduction moindre et un morcellement des territoires. On pourrait s'attendre à ce qu'il y ait un dysfonctionnement du système nerveux chez les huards qui sont exposés de façon chronique au mercure, dans les lacs des classes C1 et C2. Cela pourrait se traduire par une diminution de la pulsion territoriale, d'où le pourcentage élevé d'abandons de territoire après un bref séjour au printemps de même que l'abandon et la prédation des nids durant la couvaison.

Des symptômes cliniques d'empoisonnement au mercure, comme un affaiblissement de la vue et de l'ataxie ont été constatés chez plusieurs espèces aviennes (Evans et Kostyniak, 1972; Hays et Risebrough, 1972) à des niveaux inférieurs à ceux qui ont été retrouvés dans les huards du lac Ball. Des déviations significatives du comportement causées par un empoisonnement au mercure-méthyle ont aussi été observées en l'absence de symptômes cliniques évidents (Spyker *et al.*, 1972). Il est également raisonnable de supposer que tout affaiblissement de la vue ou l'ataxie chez un chasseur visuel comme le huard peut réduire ses chances de trouver assez de nourriture et sa capacité de défendre un territoire. L'ataxie et la cécité, de même que l'inappétence, le retard de croissance et l'émaciation ont été constatés chez les poissons exposés au mercure (Takeuchi, 1966; Ruohtula et Miettinen, 1975; Panigrahi et Misra, 1978). Le grand brochet, un autre chasseur visuel, capturé dans les lacs des classes C1 et C2 au cours de la présente étude, était souvent émacié. Le mercure était même davantage concentré dans le cristallin de l'oeil que dans les reins ou le foie des brochets de grande taille, mais émaciés, capturés au lac Clay (Lockhart *et al.*, 1972). La destruction de la rétine du brochet du lac Clay était également reliée au mercure (Braeckevelt, commun. pers.).

Du lac Ball en descendant sur la rivière Wabigoon et dans les lacs de la classe C2, les niveaux de mercure constatés chez la perchaude se rapprochaient de ceux de l'écrevisse. Les écrevisses vivant dans les eaux soumises à des niveaux plus élevés de mercure transporté par l'eau, en amont du lac Ball, contenaient des concentrations plus élevées de mercure que les petites perchaudes. Il semble probable que beaucoup de poissons vivant dans ces eaux et morts par suite d'une forte contamination constituent en grande partie l'alimentation des écrevisses nécrophages. Scott et Armstrong (1972) ainsi que d'autres chercheurs ont signalé des niveaux élevés de mercure pour toutes les espèces de poissons de la portion de la rivière Wabigoon s'étendant du lac Clay au lac Ball; ces niveaux dépassaient les niveaux mortels signalés pour d'autres espèces d'eau douce (McKim *et al.*, 1976). L'émaciation et la diminution de l'acuité visuelle des prédateurs comme le brochet appuient l'hypothèse de la mortalité due au mercure.

Les eaux de la classe C1 contaminées par des niveaux élevés de mercure étaient également perturbées par la turbidité; on a constaté que les huards y consommaient beaucoup plus d'écrevisses que de poissons. On pourrait s'attendre à ce que les huards accumulent plus rapidement le mercure contenu dans de telles eaux que dans les lacs dont l'eau est claire mais tout autant contaminée, où ils consomment surtout du poisson, ou dans les secteurs moins contaminés en aval du lac Ball, vers les lacs des classes C1 et C2, où l'accumulation de mercure semble être suffisamment élevée pour entraver la reproduction de certains huards. Le faible pourcentage d'oiseaux ayant pondu, le pourcentage élevé de territoires abandonnés par les huards, de même que la faible réussite de l'incubation dans les lacs des classes C1 et C2, où la survie des petits une fois éclos était égale à celle des lacs C3 et C4, laissent tous croire que le succès moindre de la reproduction des huards, à mesure que la contamination au mercure augmente, est principalement attribuable à l'absence de ponte et à des anomalies de comportement chez les adultes.

7. Corrélation entre le mercure et les autres agents toxiques

Les contrôles effectués au cours de la présente étude pour trouver des substances toxiques autres que le mercure ont indiqué de façon générale de faibles niveaux (0,001 ppm de lindane, d'heptachlore, d'aldrine, d'époxyde d'heptachlore et de dieldrine dans la plupart des cas; 0,002 ppm de tous les produits chimiques susmentionnés, plus des métabolites de DDT pour toutes les espèces et 0,04 ppm de BPC) dans tous les poissons analysés provenant des lacs des classes C1, C2 et C3 étudiées. Lors d'un relevé effectué dans des lacs à travers l'Ontario, y compris la région présentement étudiée (Frank *et al.*, 1983), seulement un faible pourcentage de huards contenaient des substances toxiques à des niveaux s'étant avérés néfastes pour d'autres espèces. Ce phénomène est appuyé par les observations de Locke et Bagley (1965) et d'Ohlendorf *et al.* (1982). Il semble que les pourcentages

élevés de substances toxiques autres que le mercure ne provenaient pas de sources alimentaires locales et que seulement un faible pourcentage des huards du secteur étudié pourraient avoir accumulé des niveaux élevés de ces substances toxiques à d'autres endroits. Les substances toxiques autres que le mercure ne constituent pas une cause importante de l'*échec de la reproduction des huards* du réseau hydrographique Wabigoon–English ayant des niveaux élevés de contamination par le mercure.

On a constaté que le mercure-méthyle a un effet synergique avec le parathion (Dieter et Ludke, 1975), bien que le mercure éthylique (Ceresan M) combiné au DEE n'a démontré aucun synergisme chez la Caille du Japon (*Coturnix japonica*) et le Faisan à collier (*Phasianus colchicus*) (Kreitzer et Spann, 1973). Par conséquent, il est raisonnable de supposer que les effets nuisibles du mercure-méthyle peuvent quelquefois être accrus de façon soit synergique soit cumulative comme dans le cas des organochlorés (Sileo *et al.*, 1977).

Le mercure semble être la seule substance toxique présente dans les proies à des niveaux suffisamment élevés pour provoquer les effets constatés chez la population de huards dans les lacs étudiés. Vermeer *et al.*, (1973) ont signalé que les becs-scie qui avaient consommé davantage de perchaudes et d'écrevisses contenaient des concentrations de mercure plus élevées que tous les autres canards étudiés. Dans la présente étude, la perchaude contenait des niveaux de mercure très légèrement inférieurs à ceux du doré noir et du brochet, deux des espèces les plus contaminées. On sait aussi que l'écrevisse possède des concentrations de mercure très élevées, surtout sous forme méthylée (Vermeer, 1972; Doyle *et al.*, 1976). Les poissons et les écrevisses semblent excréter très lentement le mercure (Miettinen *et al.*, 1969; Hamilton, 1972; Uthe *et al.*, 1972). Selon Wood (1972), la demi-vie du mercure-méthyle chez la perchaude est d'environ 500 jours et, chez le brochet, de 500 à 700 jours, tandis que Lockhart *et al.* (1972) ont constaté que le brochet, transféré du lac Clay dans un lac non contaminé au mercure, avait éliminé seulement 30 % du mercure accumulé en un an. Jarvenpaa *et al.* (1970) ont trouvé que la demi-vie du mercure-méthyle contenu dans le brochet européen (*Esox* sp.) était de près de deux ans.

Il est à peu près certain que le poisson qui demeure dans des lacs contaminés subirait une augmentation des concentrations de mercure pendant une longue période après qu'aurait cessé l'arrivée de polluants. Selon Armstrong et Hamilton (1973), le vaste réservoir de mercure du lac Clay fait en sorte que les écrevisses vivant dans ces eaux retiennent des niveaux de mercure élevés pendant des décennies. Il est raisonnable de supposer que le poisson et le huard, qui s'en nourrissent tous les deux, seront tous les deux touchés pendant une aussi longue période. Il n'y a eu essentiellement aucun changement des niveaux de contamination au mercure chez les poissons du réseau hydrographique Wabigoon–English, au cours de la présente étude (Bishop et Neary, 1976). La persistance et les effets des sédiments contaminés au mercure dus aux effluents industriels sont entièrement appuyés par des études effectuées sur d'autres systèmes aquatiques (Hasselrot, 1968; Underdal et Hastein, 1971; Kleinert et Degurse, 1972; Langley, 1973). Ainsi, on ne doit pas s'attendre à une augmentation de la population de huards ou du taux de réussite de leur reproduction, dans les lacs contaminés au mercure du réseau hydrographique Wabigoon–English, pendant nombre d'années. À cause des fluctuations importantes et imprévisibles des niveaux d'eau dues aux barrages, même les lacs du réseau hydrographique qui sont peu contaminés seront, dans un avenir prévisible, des lieux de nidification peu fréquentés par les huards.

Résumé

La turbidité de l'eau et les fluctuations imprévisibles de son niveau ont eu pour conséquences de réduire de façon importante le nombre de territoires de nidification des huards et le succès de la reproduction. L'augmentation de la turbidité s'est surtout traduite par une diminution du nombre de territoires potentiels occupés. D'importantes fluctuations imprévisibles du niveau d'eau ont incité les huards à déserter davantage les lieux et ont attiré les prédateurs de couvées. Les couvées commencées dans des territoires où les eaux étaient turbides seulement ont réussi aussi souvent que celles du groupe témoin.

Il y avait une forte corrélation négative entre le succès d'utilisation des territoires par les huards reproducteurs et les niveaux de contamination au mercure dans les lacs se trouvant à 160 km en aval de la source de pollution industrielle, sur la rivière Wabigoon. La corrélation était plus faible au-delà de ces 160 km, masquée par les effets nuisibles de la turbidité et des fluctuations importantes et imprévisibles du niveau de l'eau. Toutefois, les proies, les huards et leurs oeufs prélevés dans ce secteur contenaient des niveaux de mercure suffisamment élevés pour entraîner une diminution de la ponte, un dysfonctionnement physique et comportemental, ainsi qu'une mortalité plus élevée.

Les diminutions de la ponte et de la fidélité au territoire et au lieu de nidification ont été associées aux concentrations moyennes de mercure qui allaient de 0,3 à 0,4 ppm chez les proies, et de 2 à 3 ppm dans le cerveau des huards adultes et dans leurs oeufs. Les huards ont établi peu de territoires, ont pondu seulement un oeuf et élevé aucun oisillon lorsque la contamination moyenne des proies de petite taille dépassait 0,4 ppm.

En raison des quantités actuelles de mercure et de sédiments organiques alliées au courant des rivières et à la méthylation aérobie et anérobie, le niveau de la contamination baissera lentement et les huards pourront l'assimiler, par l'entremise de la chaîne alimentaire, pendant encore des décennies.

Les niveaux de mercure naturellement élevés dans le grand nombre de lacs à faible pouvoir tampon répartis dans l'ensemble des territoires de reproduction des huards, dont celui faisant l'objet de la présente étude, atteindront probablement des niveaux dangereux par suite de fortes précipitations acides répétées.

Bibliographie

Alexander, G.R. 1976. Diet of vertebrate predators on trout waters in north central, lower Michigan. Michigan Dep. of Nat. Res., Fisheries Div. Fisheries Res. Rep. No. 1839: 18 pp.

Allan, R.J.; Cameron, E.M.; Jonasson, I.R. 1974. Mercury and arsenic levels in lake sediments from the Canadian Shield. Proc. 1st Int. Mercury Congr., Barcelone, Espagne.

Armstrong, F.A.J.; Hamilton, A.L. 1973. Pathways of mercury in a polluted northwestern Ontario lake. Pages 131–155 *dans* Singer, Philip C. (réd.) Trace metals and metal-organic interactions in natural waters. Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, MI.

Armstrong, F.A.J.; Schindler, D.W. 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the Experimental Lakes area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 28(2):171–187.

Armstrong, F.A.J.; Metner, D.; Capel, M.J. 1972. Mercury in sediments and waters of Clay Lake, northwestern Ontario. Fish. Res. Bd. Can. Pages 46–67 *dans* Uthe, J.F. ed. M.S. Rep. Ser. No. 1167. Freshwater Institute, Winnipeg.

Backstrom, J. 1969. Artskillnader i kvicksilverdistributionen. Mus-fagel-fisk. Nord. hyg. Tidskr. 50:130–134.

Barr, J.F. 1973. Feeding biology of the Common Loon (*Gavia immer*) in oligotrophic lakes of the Canadian Shield. Thèse de Ph.D. Univ. Guelph.

Beamish, R.J. 1974. Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8(1):85–95.

Beamish, R.J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. Water, Air and Soil Pollution 6:501–514.

Beamish, R.J.; Lockhart, W.L.; Van Loon, J.C.; Harvey, H.H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. Ambio 4(2):98–102.

Berg, W.; Johnels, A.; Sjostrand, B.; Westermark, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. Oikos 17:71–83.

Bishop, J.N.; Neary, B.P. 1976. Mercury levels in fish from northwestern Ontario, 1970–1975. Minist. Environ. Ont., Can. 84 pp.

Bligh, E.G. 1970. Mercury and its contamination of freshwater fish. Fish. Res. Bd. Can. M.S. Rep. Ser. No. 1088. Freshwater Inst., Winnipeg, 27 pp.

Borg, K.; Erne, K.; Hanko, E. 1969. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. Viltrevy 6(4): 301–379.

Borg, K.; Erne, K.; Hanko, E.; Wanntorp, H. 1970. Experimental secondary methylmercury poisoning in the Goshawk (*Accipiter g. gentilis* L.). Environ. Pollut. (1):91–104.

Brosset, C. 1982. Total airborne mercury and its possible origin. Water A.S.P. 17(1):37–50.

Dewdney, S.; Arbuckle, F. 1975. They shared to survive. The Native Peoples of Canada. Macmillan, Toronto.

Dieter, M.P.; Ludke, J.L. 1975. Studies on combined effects of organophosphates and heavy metals in birds. I. Plasma and brain cholinesterase in Coturnix quail fed methylmercury and orally dosed with parathion. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13(3):257–262.

D'Itri, F.M.; Annett, C.S.; Fast, A.W. 1971. Comparison of mercury levels in an oligotrophic and a eutrophic lake. Mar. Technol. Soc. J. 5(6):10–14.

Doyle, M.; Koepp, S.; Klaunig, J. 1976. Acute toxicological response of the crayfish (*Orconectes limosus*) to mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16(4):422–424.

Dunker, H. 1974. Habitat selection and territory size of the Black-throated Diver, *Gavia arctica* (L.), in south Norway. Norw. J. Zool. 22:15–29.

Evans, H.L.; Kostyniak, P.J. 1972. Effects of chronic methylmercury on behaviour and tissue mercury levels in the pigeon. Fed. Proc. 31(2):A561.

Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants. Serv. can. de la faune, Publ. hors série nº 9. 39 pp.

Fimreite, N. 1974. Mercury contamination of aquatic birds in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 38(1):120–131.

Fimreite, N.; Karstad, L. 1971. Effects of dietary methylmercury on Red-tailed Hawks. J. Wildl. Manage. 35(2):293–300.

Fimreite, N.; Holsworth, W.N.; Keith, J.A.; Pearce, P.A.; Gruchy, I.M. 1971. Mercury in fish and fish-eating birds near sites of industrial contamination in Canada. Can. Field-Nat. 85(3):211–220.

Fimreite, N.; Reynolds, L.M. 1973. Mercury contamination in fish in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 37(1):62–68.

Finley, M.T.; Stendell, R.C. 1978. Survival and reproductive success of Black Ducks fed methylmercury. Environ. Pollut. 16(1):51–64.

Finley, M.T.; Stickel, W.H.; Christen, R.E. 1979. Mercury residues in tissues of dead and surviving birds fed methylmercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21(1–2):105–110.

Fisheries and Environment Canada. 1977. Mercury: methods for sampling and analysis. Review Committee to the Environmental Contaminants Program Steering Committee.

Frank, R.; Lumsden, H.; Barr, J.F.; Braun, H.E. 1983. Residues of organochlorine and mercury in eggs and tissues of healthy and emaciated Common Loons (*Gavia immer*), Ontario, Canada, 1968–80. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12:641–654.

German, M.J. 1969. Water pollution survey of the Wabigoon River. Manuscr. Rep., Ont. Water Resour. Comm. 24 pp.

Graham, F. Jr. 1984. Mystery at Dog Island. Audubon 86(2):30–33.

Hamilton, A.L. 1972. Pond experiments on the uptake and elimination of mercury by selected freshwater organisms. Fish. Res. Bd. Can. Manuscr. Rep. Ser. No. 1167:93–106.

Hartung, R.; Dinman, B.D. 1972. Environmental mercury contamination. Ann Arbor Sci. Publ. Inc. 349 pp.

Hasselrot, T.B. 1968. Report on current field investigations concerning the mercury content in fish, bottom sediment, and water. Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm, 48:102–111.

Hays, H.; Risebrough, R.W. 1972. Pollutant concentrations in abnormal young terns from Long Island Sound. Auk 89(1):19–35.

Heinz, G.H. 1974. Effects of low dietary levels of methylmercury on mallard reproduction. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11:386–392.

Heinz, G.H. 1976. Methylmercury: second generation reproductive and behavioural effects on mallard ducks. J. Wildl. Manage. 40(4):710–715.

Hendzel, M.R.; Jamieson, D.M. 1976. Determination of mercury in fish. Anal. Chem. 48(6):926–928.

Jarvenpaa, T.; Tillander, M.; Miettinen, J.K. 1970. Methylmercury: half-time of elimination in flounder, pike and eel. Suom Kemistil. B 43:439–442.

Jernelov, A.; Landner, L.; Larson, T. 1975. Swedish perspectives on mercury pollution. J. Water P.C. 47(4):810–822.

Johnels, A.G.; Olsson, M.; Westermark, T. 1969. Svenska Vatten med Laga kvicksilverhalter. Svenskt Fiske 4:92–94.

Jonasson, I.R.; Boyle, R.W. 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. Can. Min. Metall. Bull. 65(717):32.

Jonasson, I.R.; Sangster, D.F. 1974. Variations in the mercury content of sphalerite from some Canadian sulphide deposits. Proc. 5th Int. Symp. Geochem. Explor., Vancouver. Elliot, I.L., ed. Elsevier, Amsterdam.

Kleinert, S.J.; Degurse, P.E. 1972. Mercury levels in Wisconsin fish and wildlife. Wis. Dep. Natl. Resour. Wis. Tech. Bull. 52 (Res. Rep. 74). 22 pp.

Kreitzer, J.F.; Spann, J.W. 1973. Tests of pesticidal synergism with young pheasants and Japanese quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 9(4):250–256.

Langley, D.G. 1973. Mercury methylation in an aquatic environment. J. W.P.C.F. 45(1): 44–51.

Lehtonen, L. 1970. Zür biologie des Prachttauchers *Gavia a. arctica* (L.) [Biology of the Black-throated Diver, *Gavia a. arctica* (L.)]. Ann. Zool. Fenn. 7(1):25–60. Illus. (*Gavia stellata* L.) ecologi. Zool. Revy 30:83–88.

Ljunggren, L. 1968. The influence of mercury poisoning on the reproduction and general health of wood pigeons. Viltrevy 5(8):423–434.

Locke, L.N.; Bagley, G.E. 1965. DDT in loons. Pages 13–14 *dans* The effect of pesticides on wildlife: 1964 research findings of the Fish and Wildlife Service. Fish and Wildl. Ser. Circ. No. 226.

Lockhart, W.L.; Uthe, J.F.; Kenney, A.R.; Mehrle, P.M. 1972. Methylmercury in northern pike (*Esox lucius* L.): distribution, elimination and some biochemical characteristics of contaminated fish. J. Fish. Res. Bd. Can. 29:1519–1523.

Lockhart, W.L.; Uthe, J.F.; Kenney, A.R.; Mehrle, P.M. 1973. Studies on methylmercury in northern pike (*Esox lucius* L.). Pages 115–118 *dans* Hemphill, D.D. ed. Symp. on Trace substances in environmental health-VI, 1973. Univ. du Missouri, Columbia.

Madsen, P.P. 1981. Peat bog records of atmospheric mercury deposition. Nature 293(5828):127–130.

McIntyre, J.W. 1974. Territorial affinity of a Common Loon. Bird Banding 45(2):178.

McIntyre, J.W. 1975. Biology and behaviour of the Common Loon (*Gavia immer*) with reference to its adaptability in a man-altered environment. Thèse de Ph.D. Univ. Minnesota. 230 pp.

McIntyre, J.W.; Barr, J.F. 1983. Premigratory behaviour of Common Loons on the autumn staging grounds. Wilson Bull. 95(1):121–125.

McKim, J.M.; Olson, G.F.; Holecombe, G.W.; Hunt, E.P. 1976. Long term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution and elimination. J. Fish. Res. Bd. Can. 33:2726–2739.

Miettinen, J.K.; Tillander, M.; Rissanen, K.; Miettinen, V.; Ohmomo, T. 1969. Distribution and excretion rate of phenyl- and methylmercury nitrate in fish, mussels, molluscs and crayfish. Proc. 9th Japan. Conf. Radioisotopes, At. Energy Soc. Jap.

Miller, D.R.; Akagi, H. 1979. pH affects mercury distribution, not methylation. Ecotoxicology and Environmental Safety 3:36–38.

Munro, J.A. 1945. Observations of the loon in the Cariboo Parklands, BC. Auk 62:38–49.

Ohlendorf, H.M.; Bartonek, J.C.; Divoky, G.J.; Klaas, E.E.; Krynitsky A.J. 1982. Organochlorine residues in eggs of Alaskan (USA) seabirds. US Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. 245:1–41.

Olson, S.T.; Marshall, W.H. 1952. The Common Loon in Minnesota. Univ. du Minn. Occas. Papers No. 5.

Ontario Water Resources Commission. 1970. A water use study of the Wabigoon River below Dryden. River Basin Water Qual. Surv. Program. O.W.R.C., Toronto. 23 pp.

Panigrahi, A.K.; Misra, B.N. 1978. Toxicological effects of mercury on a freshwater fish, *Anabas scandens*, Cuv. & Val. and their ecological implications. Environ. Pollut. 16(1):31–39.

Peakall, D.B.; Lincer, J.L. 1972. Methylmercury: its effect on eggshell thickness. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 8(2):89–90.

Platonow, N.S.; Funnell, H.S. 1971. The accumulation of mercury in chickens, following prolonged administration of low levels of an inorganic mercurial. The Veterinary Record 88(19):503–504.

Ruohtula, M.; Miettinen, J.K. 1975. Retention of Hg-labelled methylmercury in rainbow trout. Oikos 26:385–390.

Scheider, W.A.; Jefferies, D.S.; Dillon, P.J. 1979. Effects of acidic precipitation on precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5(1):45–51.

Scott, D.P. 1974. Mercury concentration of white muscle in relation to age, growth and condition in four species of fishes from Clay Lake, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 31:1723–1729.

Scott, D.P.; Armstrong, F.A.J. 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can. 29:1685–1690.

Sileo, L.; Karstad, L.; Frank, R.; Holdrine, M.V.; Addison, E.; Braun, H.E. 1977. Organochlorine poisoning of Ring-billed Gulls in southern Ontario. J. Wildl. Dis. 13(3):313–322.

Spann, J.W.; Heath, R.G.; Kreitzer, J.F.; Locke, L.N. 1972. Ethylmercury p-toluene sulphonanilide: Lethal and reproductive effects on pheasants. Science 175:328–331.

Spyker, J.B.; Sparber, S.P.; Goldberg, A.M. 1972. Subtle consequences of methylmercury exposure: behavioural deviations in offspring of treated mothers. Science 177:621–623.

Stoewsand, G.S.; Bache, C.A.; Lisk, D.J. 1974. Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11(2):152–156.

Suns, K.; Curry, C.; Russell, D. 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling yellow perch. Techn. Rep. LTS 80-1. Ont. Minist. Environ.

Swensson, A.; Ulfvarson, U. 1968. Distribution and excretion of various mercury compounds after a single injection in poultry. Acta Pharm. Toxicol. 26:259–272.

Takeuchi, T. 1966. Minamata disease in fishes. Pages 297–301 *in* Minimata disease — A study on the toxic symptoms produced by organic mercury. Publ. Dep. Med. Sci. Univ. Kumamoto. (Engl. transl.).

Tejning, S. 1967. Biological effects of methylmercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl, *Gallus gallus* L. Oikos 8 (suppl.):7–116.

Underdal, B.; Hastein, T. 1971. Mercury in fish and water from a river and a fjord in Kragero Region, South Norway. Oikos 22(1):101–105.

Uthe, J.F. 1971. Determination of total and organic mercury levels in fish tissue. Int. Symp. on Identification and Measurement of Environmental Pollutants, Ottawa, Ont., juin 1971.

Uthe, J.F.; Solomon, J.; Grift, B. 1972. Rapid semimicro method for the determination of methylmercury in fish tissue. J. AOAC, 55(3):583–589.

Vermeer, K. 1972. The crayfish, *Orconectes virilis*, as an indicator of mercury contamination. Can. Field-Nat. 86(2):123–125.

Vermeer, K.; Armstrong, F.A.J. 1972. Mercury in Canadian prairie ducks. J. Wildl. Manage. 36(1):179–182.

Vermeer, K.; Armstrong, F.A.J.; Hatch, D.R.M. 1973. Mercury in aquatic birds at Clay Lake, western Ontario. J. Wildl. Manage. 37(1):58–61.

Westoo, G. 1973. Methylmercury as a percentage of total mercury in flesh and viscera of salmon and sea trout of various ages. Science 181(4099): 567–568.

White, D.H.; Stickel, L.F. 1975. Impacts of chemicals on waterfowl reproduction and survival. Pages 132–142 *dans* Trans. First Int. Waterfowl Symp., St. Louis, Missouri, fév. 1975.

Wood, J.M. 1972. A progress report on mercury. Environ. 14(1):33–39.

Wright, F.C.; Younger, R.L.; Riner, J.C. 1974. Residues of mercury in tissues and eggs of chickens given oral doses of panogen-15. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12(3):366–372.

Yonge, K.S. 1981. The breeding cycle and annual production of the Common Loon (*Gavia immer*) in the boreal forest region. Thèse de M.Sc., Univ. Manitoba, Winnipeg.

Zitko, V.; Finlayson, B.J.; Wildish, D.J.; Anderson, J.M.; Kohler, A.C. 1971. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of Fundy and on the Nova Scotia Banks. J. Fish. Res. Bd. Can. 28:1285–1291.

Zoltai, S.C. 1961. Glacial history of part of northwestern Ontario. Geol. Assoc. Can. P. 13:61–83.

Autres publications hors série

N° 1
Les oiseaux protégés au Canada en vertu de la Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs, 4e éd. Bilingual publication.
N° de cat. CW69-1/1. Publ. en 1957, rév. en 1980.
N° 2
Noms des oiseaux du Canada. Noms français, anglais et scientifiques. Bilingual publication.
N° de cat. CW69-1/2. Publ. en 1957, rév. en 1972.
N° 3
Use of aerial surveys by the Canadian Wildlife Service, par D.A. Benson.
Épuisé.
N° de cat. R69-1/3. Publ. en 1963, réimp. en 1966.
N° 4
Queen Elizabeth Islands game survey, 1961, par J.S. Tener.
N° de cat. CW69-1/4. Publ. en 1963, réimp. en 1972.
N° 5
Age determination in the polar bear, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/5. Publ. en 1964, réimp. en 1973.
N° 6
A wildlife biologist looks at sampling, data processing and computers, par D.A. Benson.
Épuisé.
N° de cat. R69-1/6. Publ. en 1964.
N° 7
Preliminary report on the effects of phosphamidon on bird populations in New Brunswick, par C.D. Fowle.
Épuisé.
N° de cat. R69-1/7. Publ. en 1965
N° 8
Birds of Nova Scotia-New Brunswick border region, par G.F. Boyer.
N° de cat. CW69-1/8. Publ. en 1966, réimp. en 1981.
N° 9
Effects of dietary methylmercury on Ring-necked Pheasants, with special reference to reproduction, par N. Fimreite.
N° de cat. R69-1/9. Publ. en 1971.
N° 10
Trends in populations of barren-ground caribou over the last two decades: a re-evaluation of the evidence, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/10. Publ. en 1971, réimp. en 1972.
N° 11
The Canada migratory game bird hunting permit and related surveys, par D.A. Benson.
N° de cat. R69-1/11. Publ. en 1971.
N° 12
Observations on duck hunting in eastern Canada in 1968 and 1969, par J.H. Boyd.
N° de cat. R69-1/12. Publ. en 1971.
N° 13
Evaluation of ecological effects of recent low water levels in the Peace-Athabasca Delta, par H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/13. Publ. en 1972.
N° 14
The Great Cormorants of eastern Canada, par A.J. Erskine.
N° de cat. CW69-1/14. Publ. en 1972.
N° 15
Distribution of barren-ground caribou harvest in north-central Canada, par G.R. Parker.
N° de cat. CW69-1/15. Publ. en 1972.
N° 16
Bird migration forecast for military air operations, par H. Blokpoel.
N° de cat. CW69-1/16. Publ. en 1973.
N° 17
Waterfowl populations on the Peace-Athabasca Delta, 1969 and 1970, par D.J. Nieman et H.J. Dirschl.
N° de cat. CW69-1/17. Publ. en 1973.
N° 18
Gammarus predation and the possible effects of *Gammarus* and *Chaoborus* feeding on the zooplankton composition in some small lakes and ponds in western Canada, par R.S. Anderson et L.G. Raasveldt.
N° de cat. CW69-1/18. Publ. en 1974.
N° 19
A summary of DDE and PCB determinations in Canadian birds, 1969 to 1972, par M. Gilbertson et L. Reynolds.
N° de cat. CW69-1/19. Publ. en 1974.
N° 20
Development of a simulation model of Mallard Duck populations, par C.J. Walters, R. Hilborn, E. Oguss, R.M. Peterman et J.M. Stander.
N° de cat. CW69-1/20. Publ. en 1974.
N° 21
Use of museum specimens in toxic chemical research, par A.M. Rick.
N° de cat. CW69-1/21. Publ. en 1975.
N° 22
Impoundments for waterfowl, par W.R. Whitman.
N° de cat. CW69-1/22. Publ. en 1976.
N° 23
Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species, par R.W. Fyfe et N.R. Olendorff.
N° de cat. CW69-1/23. Publ. en 1976.
N° 24
Waterfowl damage to Canadian grain: current problems and research needs, par L.G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/24. Publ. en 1976.
N° 25
Census techniques for seabirds of arctic and eastern Canada, par D.N. Nettleship.
N° de cat. CW69-1/25. Publ. en 1976.
N° 26
Notes on the present status of the polar bear in James Bay and Belcher Islands area, par Charles Jonkel, Pauline Smith, Ian Stirling et George B. Kolenosky.
N° de cat. CW69-1/26. Publ. en 1976.
N° 27
Limnological and planktonic studies in the Waterton Lakes, Alberta, par R. Stewart Anderson et Roderick B. Green.
N° de cat. CW69-1/27. Publ. en 1976.
N° 28
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, par T.H. Manning.
N° de cat. CW69-1/28. Publ. en 1976.
N° 29
Developments in PPS sampling — Impact on current research, par A.R. Sen.
N° de cat. CW69-1/29. Publ. en 1976.
N° 30
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, par Thomas J. Wood et Stanley A. Munroe.
N° de cat. CW69-1/30. Publ. en 1977.
N° 31
Migration and population dynamics of the Peace-Athabasca Delta goldeye population, par D.B. Donald et A.H. Kooyman.
N° de cat. CW69-1/31. Publ. en 1977.
N° 32
The effects of fire on the ecology of the Boreal Forest, with particular reference to the Canadian north: a review and selected bibliography, par John P. Kelsall, F.S. Telfer et Thomas D. Wright.
N° de cat. CW69-1/32. Publ. en 1977.
N° 33
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, par Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson et Dale Cross.
N° de cat. CW69-1/33. Publ. en 1977.

N° 34
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, par Lawson G. Sugden.
N° de cat. CW69-1/34. Publ. en 1978.
N° 35
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, par Gerald R. Parker.
N° de cat. CW69-1/35. Publ. en 1978.
N° 36
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, par Michael F. Sorensen.
N° de cat. CW69-1/36. Publ. en 1978.
N° 37
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, par William A. Langford et Donald J. Cocheba.
N° de cat. CW69-1/37. Publ. en 1978.
N° 38
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74 on two land types in the Manitoba Newdale Plain, par G.D. Adams et G.C. Gentle.
N° de cat. CW69-1/38. Publ. en 1978.
N° 39
Patterns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, par D.N. Nettleship et A.J. Gaston.
N° de cat. CW69-1/39. Publ. en 1978.
N° 40
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, par Frank L. Miller et Anne Gunn.
N° de cat. CW69-1/40. Publ. en 1979.
N° 41
Des communautés aviennes du parc national de la Mauricie, Québec, par J.L. DesGranges. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/41F. Publ. en 1979.
N° 42
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le nord du Labrador, par Ian Stirling et H.P.L. Kiliaan. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/42F. Publ. en 1980.
N° 43
Méthodes de recensement des marmettes, espèce *Uria* : une approche unifiée, par T.R. Birkhead et D.N. Nettleship. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/43F. Publ. en 1980.
N° 44
Études écologiques des populations d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par Ian Stirling, Wendy Calvert et Dennis Andriashek. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/44F. Publ. en 1980.
N° 45
Les polynies dans l'Arctique canadien, par Ian Stirling et Holly Cleator (rédacteurs). Also available in English.
N° de cat. CW69-1/45F. Publ. en 1981.
N° 46
Les Petites Oies blanches de l'est de l'Arctique canadien, par H. Boyd, G.E.J. Smith et F.G. Cooch. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/46F. Publ. en 1982.
N° 47
Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort, 1974–1979, par Ian Stirling, Michael Kingsley et Wendy Calvert. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/47F. Publ. en 1983.
N° 48
Le comportement alimentaire du caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds et A. Gunn. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/48F. Publ. en 1983.
N° 49
Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/49F. Publ. en 1983.
N° 50
Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord : but et réalisations, par Hugh Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/50F. Publ. en 1983.
N° 51
Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada, par Fernand L. Filion et Shane A.D. Parker. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/51F. Publ. en 1984.
N° 52
Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/52F. Publ. en 1984.
N° 53
Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer : certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/53F. Publ. en 1984.
N° 54
Étude sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/54F. Publ. en 1984.
N° 55
Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis, de 1974 à 1982, par H. Boyd. Also available in English.
N° de cat. CW69-1/55F. Publ. en 1985.